



TAMPEREEN TEKNILLINEN YLIOPISTO
TAMPERE UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

JOONAS HALLINEN

KAATOPAikkojen HIENOAINEKSEN STABILOINTI JA HYÖ-
DYNTÄMINEN

Diplomityö

Tarkastajat: professori Jukka Rinta-
la, tohtori Marja Palmroth
Tarkastaja ja aihe hyväksytty
Luonnontieteiden tiedekuntaneuvos-
ton kokouksessa 13. elokuuta 2014

TIIVISTELMÄ

TAMPEREEN TEKNILLINEN YLIOPISTO

Ympäristö- ja energiatekniikan koulutusohjelma

HALLINEN, JOONAS: Kaatopaikkojen hienoaineksen stabilointi ja hyödyntäminen

Diplomityö, 64 sivua, 1 liitesivu

Joulukuu 2014

Pääaine: Vesi- ja jätehuoltotekniikka

Tarkastajat: professori Jukka Rintala, tohtori Marja Palmroth

Avainsanat: Stabilointi, kaatopaikka, jäte, hienoaines, landfill mining, ilmastus

Kaatopaikkojen hienoaineksen hyödyntämismahdollisuudet ja käsittelytarve ovat *landfill mining* –hankkeiden kannattavuuden kannalta erityisen tärkeitä tekijöitä, sillä hienoainesta on tavallisesti noin puolet jätetäytön massasta. Materiaalin hyödyntämistä voivat vaikeuttaa sen sisältämät haitta-aineet, orgaaninen aines sekä suuri heterogeenisuus. Tämän työn tavoite oli selvittää hienoaineksen ominaisuuksia, stabiloitumista ja hyödyntämismahdollisuuksia kirjallisuuden perusteella sekä laboratoriotutkimuksin. Tutkimuksissa käytettiin Lohjan kaatopaikalta kaivetusta, noin 25–45 vuotta vanhasta jätetäytöstä seulottua alle 20 mm ainesta. Käytössä oli neljä reaktoria, joissa seurattiin anaerobista stabiloitumista mädättämölietesiirrosten kanssa ja ilman sekä aerobisen käsittelyn ja huuhtelun yhdistelmää tukiaineen kanssa ja ilman.

Aerobinen käsittely vähentää orgaanisen hiilen määrää anaerobista käsittelyä nopeammin. Aerobinen käsittely aiheutti noin 14,5 g C/kg ka orgaanisen hiilen poistuman, mistä noin 97 % oli hiilidioksidina. Anaerobisista reaktoreista vastaavassa ajassa poistuneen orgaanisen hiilen määrä oli alle 0,8 g C /kg ka (hiilidioksidina 54 %, metaanina noin 40 %). Anaerobisen tai aerobisen käsittelyn ei havaittu pienentävän hienoaineksen hehikutushäviön osuutta, mikä saattoi johtua myös materiaalin epähomogeenisuudesta.

Hienoaineksen aerobinen käsittely yhdistettynä huuhteluun vedellä vähensi suotonesteen kuormittavuutta. Noin 2,5 kk käsittely ilmastusnopeudella 1,7–3,3 l/h/kg ka (syötetyn ilman määrä 3,7–4,3 m³/kg ka) ja vedenlisäyksellä 275 ml/vk/kg ka (L/S-suhde noin 3 l/kg ka) vähensi suotonesteen kemiallista hapenkulutusta ja liuennutta orgaanista hiiltä yli 80 %, sulfaattia yli 85 %, kloridia yli 90 % ja ammoniumtyppeä yli 99,6 %. Ammoniumtypen pitoisuus suotonesteessä laski alle kuukauden aerobisen käsittelyn jälkeen alle pitoisuuden 1 mg/ml.

Hienoaineksen hyödyntämistä hankaloittavat etenkin sen sisältämät öljyhiilivedyt. Raskaiden öljyjakeiden pitoisuus ylitti useimmissa näytepisteissä 600 mg/kg ka, eikä aerobinen tai anaerobinen käsittely laskenut niiden pitoisuutta. Myös raskasmetalleista erityisesti kupari ja lyijy (korkeimmat pitoisuudet 600 mg/kg ka ja 700 mg/kg ka) sekä runsas liukoinen sulfaatti (korkein liukoisuus 7900 mg/kg ka) voivat heikentää hienoaineksen soveltuvuutta maanrakentamiseen tai muuhun hyötykäyttöön. Hyödyntämismahdollisuuksiin vaikuttaa myös se, nähdäänkö kaatopaikkojen hienoaines pilaantuneena maa-aineksena vai jätemateriaalina.

ABSTRACT

TAMPERE UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Master's Degree Programme in Environmental and Energy Engineering

HALLINEN, JOONAS: Stabilization and Utilization of Landfill Fine Fraction

Master of Science Thesis, 64 pages, 1 Appendix page

December 2014

Major: Water and Waste Management

Examiners: Professor Jukka Rintala, doctor Marja Palmroth

Keywords: Stabilization, waste, fine fraction, landfill mining, aeration

Typically about half of landfill consists of fine fraction. This makes the utilization possibilities and need for further treatment of fine fraction important factors relative to the cost-effectiveness on landfill mining projects. Utilization may be hindered by fine fraction's contaminants, organic content and its heterogeneity. The aim of this study was to explore the properties, stabilization and utilization possibilities based on literature and laboratory studies. The material used was mined from 25–45 years old landfill at Lohja and sieved to particle size less than 20 mm. Four reactors were used to examine anaerobic stabilization with and without activated sludge inoculum and aerobic treatment combined with water rinsing with and without support medium.

Aerobic treatment reduces the amount of organic carbon clearly faster than anaerobic treatment. Aerobic treatment lead to an organic carbon discharge of about 14,5 g C/kg (dry weight), 97 % of which as CO₂. Corresponding discharge from anaerobic reactors was less than 0,8 g C/kg (54 % CO₂, about 40 % as CH₄). Neither anaerobic nor aerobic treatment was observed to reduce the fine fraction's loss on ignition, which may have been because of material's inhomogeneity.

Aerobic treatment of fine fraction, combined with water rinsing, reduced leachate load. A treatment of about 2,5 months with 1,7–3,3 l/h/kg aeration rate (dry basis, total air volume 3,7–4,3 m³/kg) and 275 ml/wk/kg water addition (dry basis, L/S-ratio about 3 l/kg) reduced chemical oxygen demand and dissolved organic carbon with over 80 %, sulphate with over 85 %, chloride with over 90 % and ammonium nitrogen with over 99,6 %. The concentration of ammonium nitrogen in leachate was less than 1 mg/ml after less than one month of aeration.

The utilization of landfill fine fraction is hampered especially by its petroleum hydrocarbon content. The concentration of heavy oil fractions exceeded 600 mg/kg (dry basis) in most sample points, and their concentration wasn't reduced by aerobic or anaerobic treatment. Also heavy metals such as copper and lead (highest concentrations 600 mg/kg and 700 mg/kg dry basis) as well as high amount of soluble sulphate (highest solubility 7900 mg/kg dry basis) may hinder fine fraction's suitability as construction soil or other utilization. Whether landfill fine fraction is seen as contaminated soil or waste material also affects the utilization possibilities.

ALKUSANAT

Tämä diplomityö on tehty osana Kaivanto-hanketta, jonka mahdollistamisesta kiitokset ansaitsevat TEKES, VTT, BMH Technology Oy, Ekokem Oy, Lassila & Tikanoja Oyj, Rosk'n Roll Oy Ab sekä Ramboll Finland Oy. Kiitos myös Maa- ja vesitekniikan tuki ry:lle, joka tuki työskentelyäni apurahalla.

Suuret kiitokset avusta, neuvoista ja käytännön opastuksesta läpi työn Tiina Mönkä-reelle. Erityiset kiitokset myös diplomityöni ohjaajille professori Jukka Rintalalle ja tohtori Marja Palmrothille, joilta sain korvaamatonta apua työn ongelmakohdissa.

Haluan kiittää perhettäni tuesta ja kannustuksesta, jotka ovat olleet tärkeitä koko opiskelujeni ajan. Kiitos myös Ari Aallolle, jonka ainutlaatuisesta opiskeluasenteesta olen oppinut paljon vuosien aikana.

Tampereella 18.12.2014

Joonas Hallinen

SISÄLLYS

1	Johdanto	1
2	Hienoaineksen karakterisointi ja käyttömahdollisuudet	3
2.1	Soveltuvuus energiantuotantoon	6
2.2	Materiaalihiödyntäminen	8
2.2.1	Maarakentaminen	8
2.2.2	Lannoitevalmistekäyttö	12
2.2.3	Kaatopaikkojen pintarakenteet	15
2.3	Kaatopaikkasijoittaminen	18
3	Hienoaineksen käsittely	21
3.1	Orgaanisen aineksen vähentäminen	21
3.1.1	Anaerobinen stabilointi	21
3.1.2	Kaatopaikan ilmastaminen	22
3.1.3	Hienoaineksen aerobinen käsittely	24
3.1.4	Tiheyteen perustuva erotus	26
3.2	Metallien erottaminen hienoaineksesta	26
3.3	Roskien vähentäminen	27
4	Materiaalit ja menetelmät	28
4.1	Kohdekuvaus ja näytteenotto	28
4.2	Stabilointikokeet	28
4.3	Analyysimenetelmät	30
5	Tulokset	33
5.1	Hienoaines	33
5.2	Kaasut ja suotovedet	39
6	Tulosten tarkastelu	47
6.1	Hienoaineksen ominaisuudet	47
6.2	Stabilointi	50
7	Johtopäätökset	53
	Lähteet	55

LIITE 1. Näytteenottosyvyydet

TERMIT JA NIIDEN MÄÄRITELMÄT

BTEX	Bentseeni, tolueeni, etyylibentseeni ja ksyleeni
CH ₄	Metaani
Cl ⁻	Kloridi-ioni
CO ₂	Hiilidioksidi
COD	Kemiallinen hapenkulutus (chemical oxygen demand)
DIC	Liuenut epäorgaaninen hiili (dissolved inorganic carbon)
DOC	Liuenut orgaaninen hiili (dissolved organic carbon)
EDTA	Etyleenidiamiinitetraetikkahappo
ka	Kuiva-aine
L/S	Nesteen ja kuiva-aineen suhde (liquid-solid ratio)
LBR	Suotopetireaktori (leach bed reactor)
NH ₄ -N	Ammoniumtyppi
NO ₂ ⁻	Nitriitti-ioni
NO ₃ ⁻	Nitraatti-ioni
PAH	Polyaromaattinen hiilivety
PCB	Polykloorattu bifenyyl
PO ₄ ³⁻	Fosfaatti-ioni
RA ₄	Hengitysaktiivisuus, kuvaa tutkittavan materiaalin neljän päivän kumulatiivista hapenkulutusta (respiration activity)
RA ₇	Hengitysaktiivisuus, kuvaa tutkittavan materiaalin seitsemän päivän kumulatiivista hapenkulutusta
SO ₄ ²⁻	Sulfaatti-ioni
TC	Hiilen kokonaismäärä (total carbon)
TOC	Orgaanisen hiilen kokonaismäärä (total organic carbon)
XRF	Röntgenfluoresenssi (X-ray fluorescence)

1 JOHDANTO

Landfill mining on termi, jolla tarkoitetaan mineraalien tai muiden kiinteiden luonnonvarojen talteenottoa maahan haudatusta jättemateriaalista (Krook et al. 2012). Suomeksi voidaan puhua esimerkiksi kaatopaikkakaivoksista tai kaatopaikkojen kaivuhankkeista, mutta usein käytetään englanninkielistä termiä.

Ensimmäinen *landfill mining* –hanke toteutettiin vuonna 1953 Israelissa, jossa Tel Avivin kaatopaikalta kaivettiin lannoitemateriaalia hedelmätarhoja varten (Savage et al. 1993, Krook et al. 2012 mukaan). Ensimmäinen dokumentoitu hanke oli Collier Countyn kaatopaikan vuonna 1986 aloitettu kaivuhanke, jonka tärkeimpinä tavoitteina oli vähentää kaatopaikan aiheuttamaa pohjaveden pilaantumisriskiä sekä tuottaa kaatopaikan peittomateriaaliksi kelpaavaa maa-ainesta, missä onnistuttiinkin hyvin. Tarkoitus oli myös tuottaa polttoainetta lämpövoimalaa varten sekä ottaa talteen mm. metalleja. Voimalaa ei kuitenkaan rakennettu ja talteen otetun materiaalin saaminen myyntikelpoiseksi olisi vaatinut huomattavaa käsittelyä laadun parantamiseksi. (USEPA 1997.)

Kaatopaikkojen sisältämän materiaalin kaivamiselle voi olla erilaisia syitä. Kaatopaikkasijoittaminen on alhaisten kustannustensa ansiosta ollut pitkään yleinen tapa hankkiutua eroon jätteestä. Aiemmin monia materiaaleja ei otettu talteen jätteistä, mistä johtuen niitä on ajan myötä kertynyt kaatopaikoille. Joidenkin neitseellisten raaka-aineiden hintojen nousu ja saatavuuden heikkeneminen (Euroopan komissio 2014) ovat lisänneet kiinnostusta kaatopaikkojen materiaalisisällön ylöskaivamiseen ja hyödyntämiseen (Krook & Baas 2013). Lisäksi kaatopaikat aiheuttavat erilaisia ongelmia, kuten metaanipäästöjä (Laner et al. 2011) ja suotonesteiden aiheuttamaa pohja- ja pintavesien pilaantumista (Kjeldsen et al. 2002). Etenkin vanhat kaatopaikat, joilla ei ole kunnollista pohjarakennetta voivat aiheuttaa riskin ympäristön pilaantumiselle ja tarpeen kaatopaikan kaivamiselle tai kunnostamiselle, minkä yhteydessä voidaan hyödyntää käyttökelpoinen osuus jätteistä. Esimerkiksi Yhdysvalloissa tiukentunut jätelainsäädäntö lisäsi 1990-luvulla kiinnostusta kaatopaikkojen kaivamiseen (Krook et al. 2012). Myös kaatopaikan sijainti arvokkaalla maa-alueella tai tarve saada lisää tilaa jätetäytölle voi toimia kannustimena kaatopaikan kaivamiselle (Rosendal 2009).

Edellä mainittujen lisäksi *landfill mining* -hankkeella saavutettavia hyötyjä voivat olla erilaiset kustannussäästöt. Mikäli kyseessä on vielä toiminnassa oleva kaatopaikka, säästetään jätteen ylöskaivamisella tavanomaisen sulkemisen aiheuttamat peittämiskustannukset ja vuosikymmenien tarkkailusta aiheutuvat kustannukset sekä mahdolliset ympäristön pilaantumisesta aiheutuvat kustannukset. Toisaalta voidaan välttää myös uuden kaatopaikan perustamisesta aiheutuvat kulut, mikäli sulkemisen syynä olisi kaatopaikan kapasiteetin täyttyminen. (USEPA 1997.)

Kustannusten arvioimiseksi tulee pyrkiä selvittämään kaatopaikan materiaalisältöä. Tässä voidaan käyttää apuna esimerkiksi lokitietoja kaatopaikalle tuodusta materiaalista sekä koekaivauksia. Erityisesti vanhojen kaatopaikkojen osalta lokitiedot ovat usein vajavaisia tai puuttuvat kokonaan, jolloin koetutkimukset ovat välttämättömiä tietojen keräämiseksi. Koekaivausten avulla voidaan arvioida myös materiaalien sisältämien haitta-aineiden määrää ja soveltuvuutta kierrätykseen ja myyntiin sekä mahdollista jatkokäsittelytarvetta. Eräs merkittävä tekijä kustannusten arvioinnissa on noin puolet jätetäytön massasta muodostavan hienoaineksen (tavallisesti alle 20 mm aines) soveltuvuus jatkokäyttöön (Kaartinen et al. 2013a). Yhdysvalloissa toteutettujen landfill mining -hankkeiden tavoitteena on joissain tapauksissa ollut hienoaineksen/maa-aineksen tuottaminen kaatopaikan pintarakenteissa hyödynnettäväksi, jolloin säästetään neitseellisen maa-aineksen hankkimiskustannuksissa (esimerkiksi Jain et al. 2013). Suomessa peittomateriaalina voidaan kuitenkin käyttää lievästi pilaantuneita maa-aineita (Pyy et al. 2013, Wahlström et al. 2004), joiden vastaanottamisesta kaatopaikalle saadaan tuloja.

Vaikka *landfill mining* -hankkeita on toteutettu ja tutkittu jo useamman vuosikymmenen ajan, on kaatopaikkojen hienoaineksen hyödyntämismahdollisuuksia selvitetty vielä vähän (Krook et al. 2012). Tämän työn toisessa luvussa käydään läpi kirjallisuuden pohjalta hienoaineksen ominaisuuksia sekä niiden vaikutusta aineksen jatkokäytön mahdollisuuksiin. Vaihtoehtoina tarkastellaan energia- ja materiaalihyödyntämistä sekä kaatopaikkasijoittamista. Näistä materiaalihyödyntäminen on edelleen jaettu hyötykäyttöön maanrakentamisessa, lannoitevalmisteenä sekä kaatopaikkojen pintarakenteissa. Kolmas luku käsittelee hienoaineksen käsittelykeinoja toisessa luvussa määriteltyjen tarpeiden pohjalta. Käsittelykeinojen tarkastelussa on keskitytty orgaanisen aineksen vähentämiseen, minkä lisäksi käydään lyhyesti metallien erottamista sekä roskien ja orgaanisten haitta-aineiden vähentämistä. Neljännessä luvussa esitellään työn kokeellinen osio ja viides sekä kuudes luku keskittyvät saatuihin tuloksiin sekä niiden arviointiin hyötykäytön ja muiden tutkimusten tulosten perusteella. Viimeisessä luvussa ovat johtopäätökset tutkimuksen tuloksista, minkä lisäksi arvioidaan lyhyesti jatkotutkimustarpeita.

2 Hienoaineksen karakterisointi ja käyttömahdollisuudet

Tässä luvussa esitellään hienoaineksen ominaisuuksia ja niiden vaikutusta materiaalin käyttökelpoisuuden tai loppusijoituksen kannalta. Mahdollisista hyötykäyttövaihtoehdoista esitellään energiantuotanto ja hyödyntäminen materiaalina, minkä lisäksi tarkastellaan hienoaineksen sijoittamiseen esimerkiksi kaatopaikalle vaikuttavia näkökohtia.

Hienoaineksella tarkoitetaan *landfill mining* –hankkeiden yhteydessä ylöskaivetun jätteen seulonnan alitetta. Hienoaineksen partikkelikoko vaihtelee hienoseulonnassa käytetyn seulan aukkokoon mukaan ja oli tarkastelluissa tutkimuksissa suurimmillaan 0,425–30 mm (Jain et al. 2005, Kaartinen et al. 2013a). Keskimääräinen hienoaineksen määrä on 40–50 % kaatopaikan jätetäytön massasta, vaihteluväli on 10 %:sta yli 70 %:iin (taulukko 2.1). Hienoaineksen suuri osuus ylöskaivettavasta materiaalista tekee sen jatkokäytöstä merkittävän tekijän kaatopaikkojen kaivua suunniteltaessa. Päätyminen aineksen sijoittamiseen kaatopaikalle voi taloudellisesti vaikeuttaa *landfill mining* –hankkeiden toteutusta merkittävässä määrin (Kaartinen et al. 2013b).

Taulukko 2.1. Hienoaineksen ominaisuuksia ja osuuksia jätetäytöstä eri kaatopaikoilla (ka = kuiva-aine, TC = hiilen kokonaismäärä (total carbon), TOC = orgaanisen hiilen kokonaismäärä (total organic carbon)).

Sijainti	Jätteen ikä (v)	Hienoaineksen koko	Osuus (m-%)	pH	ka (%)	Tuhka (% ka)	TC (% ka)	TOC (% ka)
Kuopio, Suomi ^a	5–10	< 20 mm (keskiosa)	43	8,1	-	-	-	-
		< 20 mm (pohja)	47	8,3	-	-	-	-
		< 30 mm (keskiosa)	44	7,8	-	-	-	-
		< 30 mm (pohja)	35	8,2	-	-	-	-
Nonthaburi, Thaimaa ^b	3–5	< 25 mm	18	7,7	-	68,6	13,1	-
New Jersey, USA ^c	1–3	< 25,4 mm	52	-	57–84	65	-	-
	3–7		50	-		69,2	-	-
	7–11		58	-		75,6	-	-
Pohjois-Italia ^d	5	< 20 mm	44,6	-	69	-	-	15,1
	10		53,5	-	72,3	-	-	11
	15		55,5	-	72	-	-	10,7
Perugundi, Intia ^e	0–10	< 20 mm	40,1	7,6–8,6	60,5	88,3	-	5,23–7,88

Sijainti	Jätteen ikä (v)	Hienoainek- sen koko	Osuus (m-%)	pH	ka (%)	Tuhka (% ka)	TC (% ka)	TOC (% ka)
Kodungai- yur, Intia ^e	n. 10	< 20 mm	67,8	6,9–8,1	75,6	86,2	-	4,5– 10,4
	17–22 (0,5–2 m) ^m		19,0	-	-	-	-	-
Måsalýcke, Ruotsi ^f	17–22 (2–4 m) ^m	< 18 mm	24,7	-	77,5	90,2	6,6	-
	17–22 (4–6 m) ^m		20,4	-	-	-	-	-
	17–22 (6–8 m) ^m		14,8	-	71,2	87,3	19,2	-
	Tuore jäte		10,0	-	-	-	-	-
	2		12,8	-	-	-	-	-
Shanghai, Kiina ^g	4	< 15 mm	18,7	-	-	-	-	-
	6		29,7	-	-	-	-	-
	8		37,7	-	-	-	-	-
	10		45,3	-	-	-	-	-
	9–14		42	-	-	85	7,8	7,6
	14–19		41	-	-	77	11	9,5
Houthalen, Belgia ^h	19–24	< 10 mm	44	-	-	64,4	14,7	12
	24–29		40	-	-	80,9	11,3	12,4
	9–14 ⁿ		64	-	-	87,5	5,9	4,6
	19–24 ⁿ		49	-	-	85,2	7,1	5,4
Lavello, Italia ⁱ	30–60	< 10 mm	70,4	6,7	-	-	-	5,2
		< 4 mm	63,6		-	-	-	
Khon Kaen, Thaimaa ^j	10–15	< 6,3 mm	-	8,1	-	95,1	-	-
Florida, USA ^k	n. 3–13	< 6,3 mm	59,1	-	-	-	-	-
		< 0,425 mm	44,6	-	-	-	-	-
Mediaani^l			44	8,1	72	83,0	11	8,7

Taulukossa ”-” tarkoittaa, ettei kyseistä parametria ole raportoitu tutkimuksessa.

^a Kaartinen et al. 2013 a

^b Prechthai et al. 2008

^c Hull et al. 2005

^d Raga & Cossu 2013

^e Kurian et al. 2003

^f Hogland et al. 2004

^g Zhao et al. 2007

^h Quaghebeur et al. 2013

ⁱ Masi et al. 2014

^j Prabpai et al. 2009

^k Jain et al. 2005

^l Mikäli tarkasteltavalle arvolle on

annettu vaihteluväli, on mediaanin laskennassa käytetty ylä- ja alarajaa erillisinä arvoina.

^m Näytteenottosyvyys

ⁿ Teollisuusjätettä

Hienoaineksen osuuden suuruuteen vaikuttavat useat tekijät. Tällaisia ovat jätteen ikä ja alkuperäinen koostumus, sillä osa hienoaineksesta on peräisin muun muassa keittiö- ja puutarhajätteen hajoamisesta (Quaghebeur et al. 2013). Suuri hienoaineksen osuus vanhassa jätetäytössä nähdään taulukossa 1 esimerkiksi Masin et al. (2014) tutkimuksessa, jossa alle 10 mm ja alle 4 mm aineksen osuudet 30–60 vuotta vanhasta jätetäytöstä olivat 70,4 ja 63,6 %, tässä järjestyksessä. Myös Zhao et al. (2007) raportoivat hienoaineksen osuuden kasvavan selkeästi jätteen iän myötä Kiinan suurimmalla kaatopaikalla Shanghaissa. Hienoaineksen määrää ei kuitenkaan voi päätellä suoraan edellä mainittujen ominaisuuksien perusteella, vaan siihen vaikuttavat myös esimerkiksi ilmastotilat (sade ja lämpötila) alueella (Quaghebeur et al. 2013). Myös tutkimuksessa käyte-

tyn seulan aukkokoiko vaikuttaa seulalle jäävän materiaalin osuuteen, vaikkei itse hienoa-
aineksen määrää muutukaan. Hienoaineksen pH on tavallisesti neutraali tai hieman
emäksinen (taulukko 2.1). Vain kahdessa tarkastelluista tutkimuksista pH oli lievästi
happaman puolella (Kurian et al. 2003, Masi et al. 2014). Tutkimusten pH-arvojen me-
diaani on 8,1. Vanhemman jätetäytön pH on keskimäärin alhaisempi kuin tuoreen jät-
teen.

Kuiva-aineen osuus hienoaineksesta on välillä 57–85 %, molempien ääripäiden ol-
lessa mitattu samalta kaatopaikalta (Hull et al. 2005). Mediaani tutkimusten kuiva-
aineen määrälle on 72 %, eikä määrä vaikuta olevan merkittävästi riippuvainen jätteen
iästä tai käytetystä seulakoosta (ka:n määrää ei tosin ollut määritetty tutkimuksissa, jois-
sa seulakoko oli 15 mm tai alle). Tuhkan osuus kuiva-aineesta on suuri: mediaaniarvo
on noin 83 % ja vaihteluväli 64,4–95,1 % (Prabpai et al. 2009, Quaghebeur et al. 2013).
Hull et al. (2005) raportoivat tuhkan määrän kasvavan jätteen iän myötä, Quaghebeurin
et al. (2013) tuloksissa vastaavaa muutosta ei ollut nähtävissä. Yleisesti tuhkan määrä ei
näyttäisi juurikaan riippuvan jätetäytön iästä tai tutkitun fraktion partikkelikoosta, joskin
tuhkan osuus oletettavasti kasvaa jätteen orgaanisen aineksen hajotessa ajan myötä. To-
dennäköisesti yksittäisen kaatopaikan tai sen osan tuhkapitoisuuteen vaikuttavat enem-
män muut tekijät (esimerkiksi jätteen alkuperäinen koostumus) kuin jätetäytön ikä.

Hienoainekseksi ovat tyypillisiä myös vaihtelevat, yleensä kohonneet arseenin ja
raskasmetallien pitoisuudet (taulukko 2.2). Erityisesti teollisuusjätettä sisältävän jät-
etäytön hienoaineksesta on todettu korkeita raskasmetallipitoisuuksia (Quaghebeur et al.
2013). Raskasmetalleja päätyy kaatopaikoille jätteen mukana, sekä mikäli metalleilla
saastuneita maa-aineksia käytetään esimerkiksi kaatopaikan päivittäispeittomateriaalina.

Taulukko 2.2. Arseeni- ja raskasmetallipitoisuuksia kaatopaikkojen hienoaineksesta.

Sijainti	Jätteen ikä (v)	Fraktio	Metallit (mg/kg)							
			As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Nonthaburi, Thaimaa ^a	3–5	< 25 mm	-	4,2	166,6	2245	-	47,8	132	1497
New Jersey, USA ^b	1–11	< 25,4 mm	9,1	1,2	26	-	0,4	-	55	487
Perugundi, Intia ^c	0–10	< 20 mm	0,08 –1,6	0,8– 1,8	110– 261	75– 217	0,04– 0,78	21– 50	53– 112	167– 503
Kodungai- yur, Intia ^c	n. 10	< 20 mm	0,8– 5,6	0,9– 3,1	191– 657	127– 968	0,61– 2,7	31– 247	81– 320	205– 1070
Måsalycke, Ruotsi ^d	17–22 (2–4 m) ^j	< 18 mm	<0,4	0,9	47	34	0,3	15	270	230
	17–22 (6–8 m) ^j		<0,2	1,2	78	36	0,2	14	110	180
Houthalen, Belgia ^e	9–14	< 10 mm	9,1	3,3	113	107	0,19	46	172	463
	14–19		7,2	3,3	720	760	0,27	160	180	800
	19–24		31	8,4	380	205	0,50	164	310	735
	24–29		61	8,5	770	285	2,0	335	500	670
	9–14 ^k		22	19	5730	5750	0,99	4640	2640	5600
	19–24 ^k		19	15	3800	1200	2,4	2200	1100	2600

Sijainti	Jätteen ikä (v)	Fraktio	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Lavello, Italia ^f	30–60	< 10 mm	73	54	145	1067	-	138	302	2779
		< 4 mm	68	55	117	538	-	89	292	1096
Khon Kaen, Thaimaa ^g	10–15	< 6,3 mm	2	3,25	38,6	166,2	-	22	157	662
Florida, USA ^h	n. 3–13	0,425– 6,3 mm	1,1– 58,6	<0,3– 40	9,5– 531	5,8– 5530	0,04– 9,0	6,4– 743	<2,0– 3250	37,4– 7420
		< 6,3 mm	0,3– 13,7	<0,3– 21,2	3,2– 331	3,3– 738	0,05– 4,7	1,6– 369	<2,0– 403	22– 7420
		< 0,425 mm	0,2– 10,1	<0,3– 13,8	2,5– 151	0,7– 170	<0,04 –1,8	0,8– 340	<2,0– 297	12,8– 875
		Mediaaniⁱ		8,2	3,3	151	217	0,5	69,5	180

Taulukossa oleva ”-” tarkoittaa, ettei kyseistä parametria ole raportoitu tutkimuksessa.

^a Prechthai et al. 2008

^b Hull et al. 2005

^c Kurian et al. 2003

^d Hogland et al. 2004

^e Quaghebeur et al. 2013

^f Masi et al. 2014

^g Prabpai et al. 2009

^h Jain et al. 2005

ⁱ Mikäli tarkasteltavalle arvolle on

annettu vaihteluväli, on mediaanin laskennassa käytetty ylä- ja alarajaa erillisinä arvoina.

^j Näytteenottosyvyys

^k Teollisuusjätettä

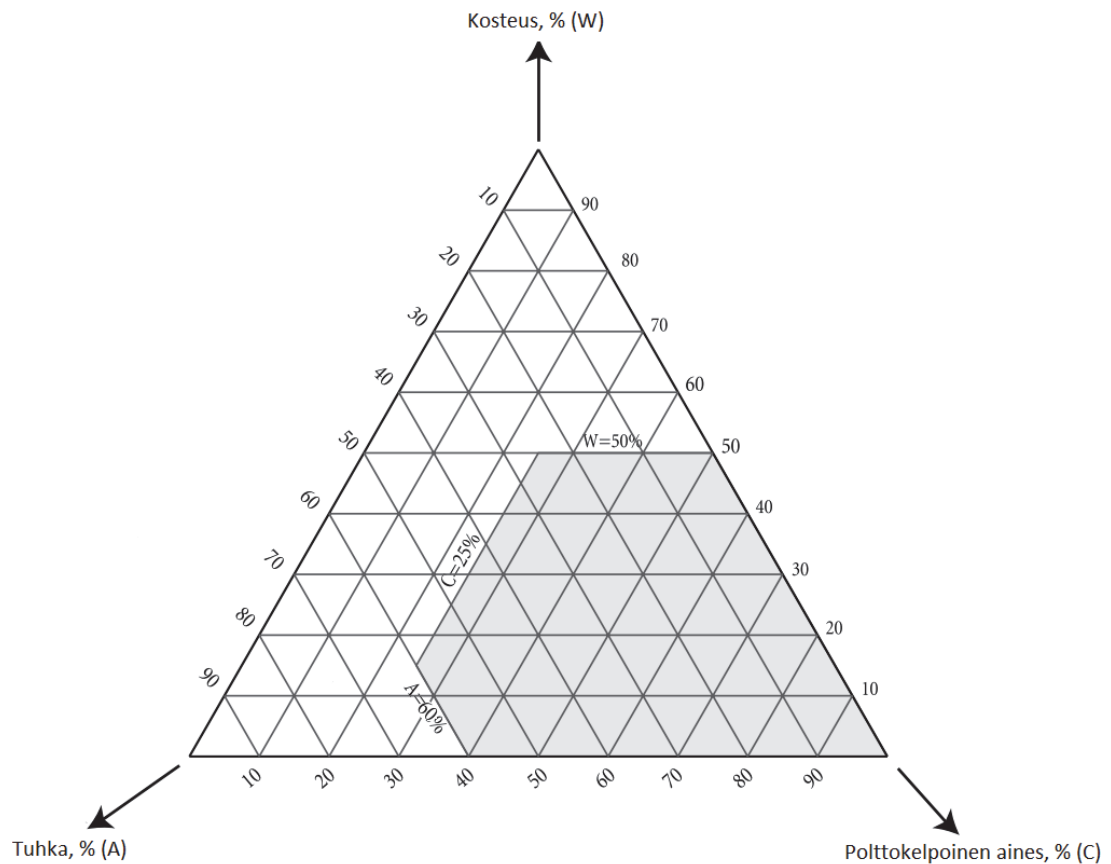
Arseenin ja raskasmetallien pitoisuudet ovat vanhassa jätetäytössä korkeampia kuin tuoreessa (taulukko 2.2) (Jain et al. 2005, Quaghebeur et al. 2013). Syynä tähän ovat luultavasti muutokset kaatopaikalle tuotavan jätteen koostumuksessa sekä metallien kulkeutuminen ja uudelleensijoittuminen liukenemisen ja jätteen hajoamisen seurauksena (Jain et al. 2005, Quaghebeur et al. 2013). Myös hienoaineksen partikkelikoko vaikuttaa metallipitoisuuksiin; hienojakoisemmassa aineksessa metallien osuus on pienempi (Jain et al. 2005, Masi et al. 2014). Jainin et al. (2005) tutkimuksessa erotetussa alle 0,425 mm aineksessa metallipitoisuudet ovat selvästi matalampia verrattuna 0,425–6,3 mm ainekseen: vaihteluvälien alarajat ovat alle 0,425 mm aineksessa keskimäärin 50 % alhaisemmat kuin 0,425–6,3 mm aineksessa; ylärajoille vastaava luku on 79 % (alarajan ollessa alle määritysrajan on laskennassa käytetty määritysraja).

2.1 Soveltuvuus energiantuotantoon

Kaatopaikkojen kaivuhankkeissa ylöskaivettu aines voidaan pyrkiä hyödyntämään materiaalina tai energiantuotannossa. Kaatopaikkojen sisältämistä jätteistä energiantuotantoon sopivat esimerkiksi muovit, puu, paperi ja pahvi, sekä muut orgaaniset ainekset. Jätteen soveltuvuus energiahyödyntämiseen riippuu usein sen sisältämän orgaanisen aineksen määrästä, sillä orgaanisen aineksen määrä kertoo polttokelpoisen tai kaasua tuottavan materiaalin määrän.

Quaghebeur et al. (2013) raportoivat kaatopaikalta kaivetun yhdyskuntajätteen hienoaineksen (< 10 mm) tehollisen lämpöarvon olevan välillä 2,2–4,8 MJ/kg ka. Teollisuusjätteelle vastaava arvo oli 1,3–2,3 MJ/kg (Quaghebeur et al. 2013). Myös ruotsalaisen Måsalycken kaatopaikan hienoaineksen (< 18 mm) lämpöarvo on ollut alhainen: 0,4–0,9 MJ/kg ka (Hogland et al. 2004). Lämpöarvo laskee hieman jätteen iän myötä,

mikä johtuu orgaanisen aineksen hajoamisesta jätetäytössä (Mor et al. 2006). Mitatut lämpöarvot ovat matalia energiantuotannon kannalta (Spooren et al. 2013). Kaatopaikkojen kaivuhankkeissa erotellun polttokelpoisen jätteen lämpöarvo on huomattavasti suurempi, noin 18–25 MJ/kg (Kaartinen et al. 2013a, Quaghebeur et al. 2013). Alhaisen lämpöarvon lisäksi esimerkiksi polton kannattavuutta hienoaineksen hyödyntämisessä heikentää materiaalin korkea tuhkapitoisuus, joka on tavallisesti välillä 60–90 % kuiva-aineesta, sekä aineksen kosteus, joka vaihtelee alle 20 %:sta yli 40 %:iin (Kurian et al. 2003, Hogland et al. 2004, Hull et al. 2005, Prechthai et al. 2008, Quaghebeur et al. 2013). Verrattaessa näitä arvoja esimerkiksi kuvan 2.1 kaavioon yhdyskuntajätteen polttokelpoisuuden arvioimiseksi nähdään, että jo tuhkan määrä tekee hienoaineksesta polttoon huonosti kelpaavaa. Korkea tuhkapitoisuus tarkoittaa luonnollisesti myös alhaista polttokelpoisen aineksen määrää.



Kuva 2.1. Tannerin kolmio yhdyskuntajätteen polttokelpoisuuden arviointiin. Kuvaajassa A = tuhka, W = kosteus, C = polttokelpoinen aines. (The World Bank 1999.)

Polton ohella jätteen energiahyödyntäminen on mahdollista muilla termisillä menetelmillä, kuten kaasutus ja plasmakaasutus, terminen depolymerisaatio sekä pyrolyysi. Hienoaineksen lämpöarvo ja orgaanisen aineksen määrä ovat kuitenkin alhaisia myös näihin menetelmiin. Esimerkiksi plasmakaasutuksen energiankulutus käsiteltyä jätetonna kohti on usein luokkaa 2,4–3,6 MJ (600–1500 kWh/t) (Heberlein & Murphy 2008), eli jopa suurempi kuin hienoaineksesta mitattu. Lisäksi kaasutus on herkkä polttoaineen

ominaisuuksien suhteen (Consonni 2011), mikä tuottaisi mahdollisesti ongelmia heterogeenisestä jätteestä peräisin olevan materiaalin takia. Hienoaineksen termisen energiahyödyntämisen kannalta olisi siis tarpeen pystyä erottamaan orgaaninen aines muusta materiaalista tai ainakin kasvattamaan sen osuutta.

Termisen käsittelyn lisäksi energiahyödyntäminen voi tapahtua tuottamalla metaania (McKendry 2002). Koska metaania syntyy orgaanisen aineksen hajotessa anaerobisissa oloissa (McKendry 2002), on hienoaineksen anaerobisesta käsittelystä saatavan metaanin määrä oletettavasti melko pieni. Anaerobinen käsittely kuitenkin toimii myös aineksen stabilointikeinona hajottaessaan orgaanista ainetta (Grilli et al. 2012). Hienoaineksen metaanintuottopotentiaalia tarkastellaan myös osiossa Tulokset.

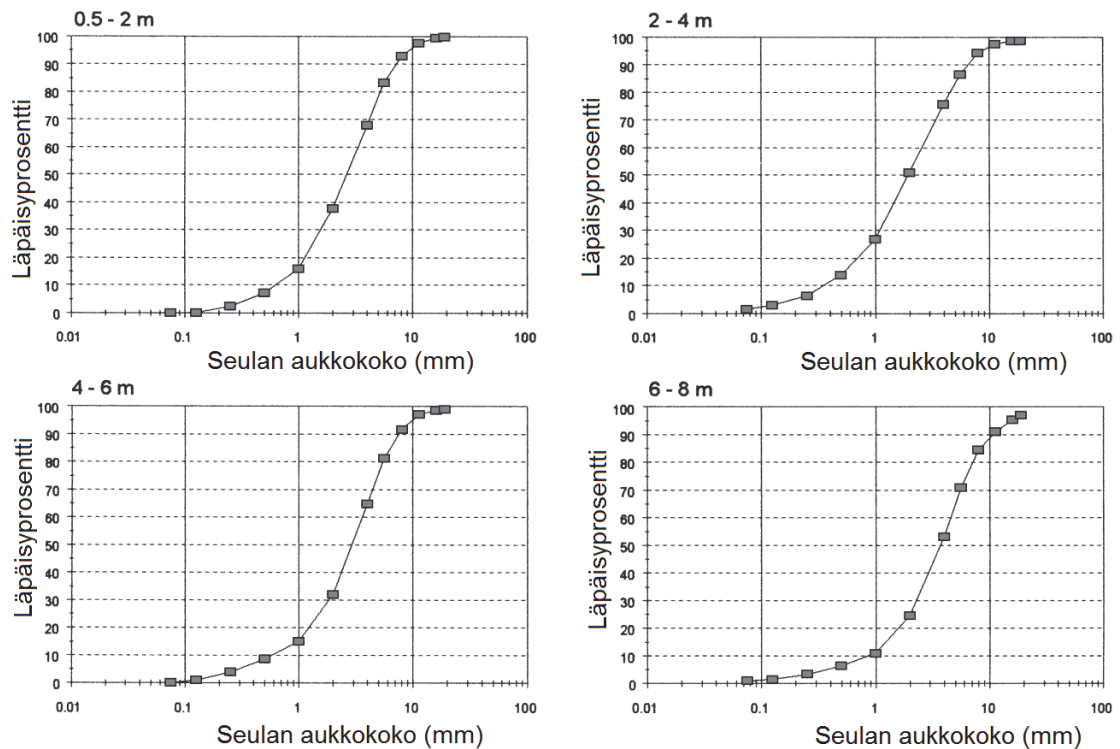
2.2 Materiaalihyödyntäminen

Kaatopaikkojen hienoinesta voidaan pyrkiä hyödyntämään materiaalina joko sellaiseenaan tai eri tavoin käsiteltynä. Myös mahdollisen energiahyödyntämisen jälkeen jäljelle jää materiaalia, joka tulee jatkosijoittaa johonkin. Mahdollisina hyödyntämisreitteinä on tässä tarkasteltu käyttöä maarakentamisessa, lannoitteena sekä käyttöä kaatopaikkojen pintarakenteissa.

2.2.1 Maarakentaminen

Hienoaineksen soveltuvuus maarakentamiseen riippuu useista tekijöistä, kuten partikkelikokojakaumasta, orgaanisen aineksen osuudesta sekä mahdollisten haitta-aineiden määrästä ja liukoisuudesta. Lisäksi eri käyttökohteisiin vaaditaan erilaisia ominaisuuksia, joita voivat olla muun muassa riittävä leikkauslujuus ja routimattomuus.

Hogland et al. (2004) määrittivät kaatopaikan hienoaineksen partikkelikokojauman alle 18 mm ainekselle Måsalycken kaatopaikalla Ruotsissa (kuva 2.2). Tulosten perusteella kaikissa näytteenottosyvyyksissä yli 90 % hienoaineksesta on alle 10 mm partikkeleita ja yli 50 % alle 4 mm partikkeleita (Hogland et al. 2004). Måsalycken hienoaineksen raekokojakaumissa on nähtävissä hienon maa-aineksen osuuden olevan hyvin lähellä nollaa. Maalajien luokituksessa hienoaineksella tarkoitetaan alle 0,06 mm ainesta (Korhonen et al. 1976, SFS-EN ISO 14688-2 2005), mitä ei tule sekoittaa tässä työssä muuten käsiteltävään kaatopaikkojen hienoainekseen. Mikäli Måsalycken kaatopaikalta kaivetulle hienoainekselle (< 18 mm) annettaisiin SFS-EN ISO 14688-2 –standardin (2005) mukainen maalajiluokitus partikkelikokojakauman perusteella, olisi Hoglandin et al. (2004) tutkima aines kaikissa syvyyksissä hiekkaista soraa. Måsalycken kaatopaikalla orgaanisen aineksen osuus kuiva-aineesta oli 9,8–12,7 %, joten se luokiteltaisiin lisäksi humuspitoiseksi (Hogland et al. 2004, SFS-EN ISO 14688-2 2005).



Kuva 2.2. Hienoaineksen partikkelikokojakauma eri syvyyksistä otetuissa näytteissä Måsalycken kaatopaikalla (Hogland et al. 2004).

Ennen ISO-luokitusta Suomessa oli käytössä geotekninen maalajiluokitus, jossa kivennäismaalajien nimeäminen perustui seulan aukkokokoon, jonka 50 % materiaalista läpäisee (Korhonen et al. 1974). Geoteknisen luokituksen mukaan kuvan 2.2 aines olisi soraa ja 6–8 metrin syvyydestä otettu näyte saisi lisämääreen hiekkainen. Kivennäismaalajeissa orgaanisen aineksen osuus on ≤ 20 % (Korhonen et al. 1974), joten monet taulukon 1 hienoaineksista luokiteltaisiin eloperäisiksi maalajeiksi. Rakeisuuden perusteella voidaan arvioida myös maalajien routivuutta. Johtuen kaatopaikan hienoaineksen alhaisesta hienojen maa-ainesten osuudesta se arvioitaisiin routimattomaksi (Tiehallinto 2004, Liikennevirasto 2012). Orgaanisen aineksen osuus voi kuitenkin vaikuttaa asiaan, sillä eloperäiset maalajit ovat tyypillisesti voimakkaasti painuvia ja routivia (GTK 2014).

Koska kaatopaikkojen hienoaines on maa-aineksen kaltaista, voi sen hyötykäyttöä verrata pilaantuneiden maamassojen hyödyntämiseen. Pilaantuneen maa-aineksen hyödyntämiseen kaatopaikkojen ulkopuolella ei ole vielä olemassa yleisiä käytäntöjä, vaan hyötykäyttö on ollut tapauskohtaista ja vaatii ympäristöluvan. Pilaantunutta maata on hyödynnetty joko sellaisenaan tai käsiteltynä. Käyttökohteita ovat olleet muun muassa melusteet sekä tie- ja kenttärakenteet. (Ympäristöministeriö 2007).

Esimerkiksi Helsingissä Myllypuron entisen kaatopaikan alueelta kaivettua pilaantunutta maata ja jätettä sijoitettiin alueelle rakennettuun eristettyyn täyttömäkeen. Samoin Vuosaaren sataman alueelta poistettuja pilaantuneita maita hyödynnettiin sataman viereisessä meluvallissa. Voimakkaasti metalleilla pilaantunutta maata on Helsingissä

sijoitettu seosaineilla kiinteytettynä tie- tai kenttärakenteisiin. (Helsingin kaupunki 2012).

Edellä mainitut hyödyntämismahdollisuudet tierakenteissa tai muissa täytöissä vaativat kuitenkin orgaanisen aineksen määrän vähentämistä. Suomen lainsäädännön mukaan ”yhdyskuntajätettä ja rakennus- ja purkujätettä sekä niiden käsittelyssä syntyvää jätettä saa hyödyntää penkereissä, kaivantojen täyttämässä ja muussa vastaavassa maantäytössä vain, jos jätteessä olevan biohajoavan ja muun orgaanisen aineksen pitoisuus määritettynä orgaanisen hiilen kokonaismääränä tai hehkutushäviönä on enintään 10 prosenttia” (VNa 332/2013). Eri kaatopaikkojen hienoaineksesta mitattujen hehkutushäviöiden mediaani on 17 % (taulukko 2.1), eli 70 % sallittua suurempi. Orgaanisen hiilen kokonaismääränä mitattuna mediaani ei ylitä raja-arvoa (TOC:n mediaani 8,7 %). Asetus ei myöskään koske maa- tai kiviainesjätettä (VNa 332/2013), joten hyödyntämismahdollisuudet maantäytössä riippuvat siitä, nähdäänkö hienoaines jätteenä vai maa-aineksena. Ruotsissa kaatopaikkojen kaivuhankkeissa ylöskaivettuja materiaaleja on kuitenkin käytetty tierakenteissa, mikä kertoo materiaalin kelpoisuudesta maanrakentamiseen (Johansson et al. 2012).

Maanrakentamisessa käytettävälle materiaalille ei ole orgaanisen aineksen määrän lisäksi yleisiä ohjearvoja, mutta maanrakentamisessa käytettävälle kivihiilen, turpeen ja puuperäisen aineksen polton lentotuhkille ja pohjatuhkille on asetettu raja-arvoja koskien haitta-aineiden pitoisuuksia ja liukoisuuksia (VNa 591/2006). Vaikka raja-arvot eivät koskekaan hienoainesta suoraan, voidaan niitä käyttää ympäristökelpoisuuden arviointiin (taulukko 2.3).

Kaikkien taulukossa 2.3 tarkasteltujen metallien mediaanipitoisuudet alittavat maanrakentamisessa hyödynnettävälle tuhkalta sallitut arvot (VNa 591/2006). Kromia lukuun ottamatta kaikkien metallien pitoisuuksien vaihteluvälin korkein arvo ylittää kuitenkin raja-arvon. Mikäli tarkastelu rajataan vain eurooppalaisille yhdyskuntajätteen kaatopaikoille (Hogland et al. 2004, Quaghebeur et al 2013, Masi et al. 2014), myös kuparin ja lyijyn korkeimmatkin pitoisuudet alittavat sallitun pitoisuuden. Raportoiduista liukoisuuksista DOC:n (liennut orgaaninen hiili), kadmiumin, nikkelin ja anionien korkeimmat liukoisuudet ylittävät korkeammat, päällystetylle rakenteelle asetetut rajoitukset. Lisäksi kromin, kuparin ja seleenin korkeimmat liukoisuudet ylittävät matalammat, peitetyn rakenteen rajoitukset. Tarkastellut liukoisuudet on raportoitu suomalaiselta (Kaartinen et al. 2013a) ja belgialaiselta kaatopaikalta (Quaghebeur et al. 2013). Useimpien metallien osalta belgialaisen kaatopaikan hienoaineksen liukoisuudet ovat selkeästi korkeammat, eikä suomalaisen kaatopaikan osalta yhdenkään metallin liukoisuus ylitä päällystetyn rakenteen raja-arvoja (VNa 591/2006, Kaartinen et al. 2013a). Peitetyn rakenteen raja-arvoista suomalaisella kaatopaikalla ylittyvät nikkelin ja seleenin liukoisuus, minkä lisäksi antimonin liukoisuus sivuaa raja-arvoa (VNa 591/2006, Kaartinen et al. 2013a).

Taulukko 2.3. Metallien, anionien ja orgaanisen hiilen pitoisuuksia ja liukoisuuksia yhdyskuntajätteen hienoaineksessa sekä maanrakentamisessa käytettävälle tuhkalte asetetut raja-arvot. Pitoisuudet mg/kg ka, liukoisuudet mg/kg ka. Liutuksessa käytetty nesteen ja kiintoaineen suhde (L/S) = 10 l/kg. (PCB = polyklooratut bifenyylit, PAH = polyaromaattiset hiilivedyt.)

Hienoaines				Vna 591/2006		
	Pitoisuus ^a		Liukoisuus ^b	Pitoisuus	Liukoisuus	
	Mediaani	Vaihteluväli			Peitetty rakenne	Päällystetty rakenne
PCB	-	-	-	1	-	-
PAH	-	-	-	20/40	-	-
DOC	-	-	320–2400	-	500	500
As	8,15	0,08–73	0,04–0,35	50	0,5	1,5
Ba	-	-	0,76–1,0	3000	20	60
Cd	3,3	<0,3–55	<0,005–0,11	15	0,04	0,04
Cr	151	2,5–145	0,03–0,86	400	0,5	3
Cu	217	0,7–5530	0,05–2,5	400	2	6
Hg	0,5	<0,04–9,0	<0,002	-	0,01	0,01
Mo	-	-	0,14–0,3	50	0,5	6
Ni	69,5	0,8–743	0,16–2,2	-	0,4	1,2
Pb	180	<2,0–3250	0,01–0,27	300	0,5	1,5
Sb	-	-	0,02–0,06	-	0,06	0,18
Se	-	-	0,02–0,17	-	0,1	0,5
V	-	-	0,01–0,06	400	2	3
Zn	670	12,8–7420	<0,1–3,8	2000	4	12
F ⁻	-	-	3,0–170	-	10	50
SO ₄ ²⁻	-	-	6600–18000	-	1000	10000
Cl ⁻	-	-	790–2400	-	800	2400

Taulukossa oleva ”-” tarkoittaa, ettei kyseistä parametria ole raportoitu tutkimuksessa/sille ei ole asetettu raja-arvoa

^a Kurian et al. 2003, Hogland et al. 2004, Hull et al. 2005, Jain et al. 2005, Prechthai et al. 2008, Prabpai et al. 2009, Quaghebeur et al. 2013, Masi et al. 2014,

^b Kaartinen et al. 2013a, Quaghebeur et al. 2013

Orgaanisten haitta-aineiden, kuten PAH- (polyaromaattiset hiilivedyt) ja PCB-yhdisteiden (polyklooratut bifenyylit) sekä mineraaliöljyjen, pitoisuuksien on Belgiassa raportoitu olevan teollisuusjätteen hienoaineksessa liian korkeita esimerkiksi maanrakennuskäyttöön, joskaan tarkkoja pitoisuuksia ei ole mainittu (Spooren et al. 2013). Myös yhdyskuntajätteestä peräisin olevassa hienoaineksessa mineraaliöljyjen määrä on todettu liian korkeaksi maa-aines- ja rakennusmateriaalikäyttöön (Spooren et al. 2013). Hull et al. (2005) raportoivat osassa newjerseyläisen kaatopaikan hienoaineksesta olevan paikalliset maaperän pilaantumisen ohjearvot ylittäviä pitoisuuksia PCB-yhdisteitä ja bis(2-etyyliheksyyli)ftalaattia.

Sen lisäksi, että on osoitettava pilaantuneen maan (tai kaatopaikan hienoaineksen) olevan ympäristökelpoista, on selvitettävä myös sen tekninen toimivuus aiotussa käyttökohteessa. Ympäristölainsäädäntö ei aseta vaatimuksia koskien teknisiä ominaisuuksia, mutta laadultaan huonompien materiaalien on vaikea kilpailla vastaavien luonnonmateriaalien kanssa. Mikäli rakennetta täytyy uusia suunniteltua aikaisemmin, koituu myös lisäkustannuksia ja ympäristökuormitusta. (Pajukallio 2013). Hyötykäytön aiheuttamia mahdollisia ympäristö- tai terveyshaittoja voidaan pyrkiä ehkäisemään esimerkiksi teknisillä keinoilla, kuten suojarakenteilla tai suotovesien käsittelyllä (Ympäristöministeriö 2007).

2.2.2 Lannoitevalmistekäyttö

Lannoitevalmisteisiin kuuluvat lannoitteet, kalkitusaineet, maanparannusaineet, kasvualustat, mikrobivalmisteet sekä lannoitevalmisteena sellaisenaan käytettävät sivutuotteet (Lannoitevalmistelaki 539/2006). Kaatopaikkojen hienoainekselle todennäköisin käyttökohde olisi luultavasti maanparannusaine tai kasvualusta, sillä lannoitteeksi se sisältää melko vähän ravinteita ja kalkitusaineet koostuvat pääasiassa kalsiumista ja/tai magnesiumista.

Maanparannusaineet ovat lannoitevalmisteita, jotka parantavat kasvien kasvuedellytyksiä maan kemiallisiin, fysikaalisiin ja/tai biologisiin ominaisuuksiin vaikuttamalla. Vaikutus perustuu ensisijaisesti muuhun kuin ravinteisiin, vaikka maanparannusaineet voivatkin sisältää merkittäviä määriä pää- ja sivuravinteita. Ne soveltuvat pelto- ja puutarhakäyttöön, maisemointiin, eroosion estoon sekä viheralueiden hoitoon ja rakentamiseen. Maanparannusaineet eivät saa sisältää haitallisia määriä fytotoksisia aineita tai ympäristölle myrkyllisiä tai haitallisia aineita. Seosmullat ovat erilaisista maa-aineksista seostettuja kasvualustoja, joihin on voitu lisätä lannoitevalmisteita. (MMM 24/11.)

Kaatopaikkojen hienoaines sisältää orgaanista ainesta noin 17 % kuiva-ainesta hehkutushäviönä mitattuna. Lisäksi siinä on vaihtelevia määriä kasveille tärkeitä pääravinteita: typpeä 0,28–1,3 % kuiva-ainesta, fosforia 0,08–0,7 % ka:sta ja kaliumia noin 0,2 % ka:sta (Hogland et al. 2004, Prechthai et al. 2008, Quaghebeur et al. 2013). Hienoaineksen C:N-suhde on tavallisesti välillä 20–30 (Hogland et al. 2004, Quaghebeur et al. 2013), mikä on lannoitteiden ja maanparannusaineiden tavallisten arvojen välissä (British Columbia Ministry of Agriculture 2010).

Hienoaineksen soveltuvuutta maanparannusaineeksi tai seosmullan raaka-aineeksi voivat heikentää sen sisältämät haitalliset aineet, kuten raskasmetallit (taulukko 2.2) ja orgaaniset haitta-aineet. Lisäksi käyttöä vaikeuttaisivat luultavasti samat imago-ongelmat kuin jätevedenpuhdistamoiden lietteen osaltakin. Kuluttajilla voi olla ennakoluuloja sellaista ravintoa kohtaan, jonka viljelyssä on käytetty jätevesilietettä, mistä syystä ruokateollisuus on joissain tapauksissa haluton ottamaan vastaan tällaisia raaka-aineita (Bengtsson & Tillman 2004). Sama ennakoluulo voi koskea myös kaatopaikkajätteestä saatua ainesta.

Thaimaassa tehdyssä tutkimuksessa kaatopaikalta saadun hienoaineksen sekoittaminen maa-ainekseen kasvatti maissisatoa 50–85 %, kun hienoaineksen osuus kasvatuk-

seen käytetystä maasta oli 20–80 %. Tutkimuksessa tarkkailtiin myös raskasmetallien siirtymistä maissiin ja todettiin kadmiumin ja sinkin määrien maississa kasvavan maaperän pitoisuuksien myötä. Raskasmetallien pitoisuudet maississa eivät kuitenkaan ylittäneet thaimaalaisia rajoituksia ruokatuotteille. (Prapbai et al. 2009.) Myös Prechthai et al (2008) tutkivat kaatopaikan alle 25 mm aineksen suotonesteen vaikutusta riisiin (*Oryza sativa*) itävyyteen. Itävyysindeksi (suhteellisen juuren pituuden ja suhteellisen itävyyden tulo) oli keskimäärin 88 %, minkä perusteella aines kelpaisi kierrätettäväksi kompostina (Prechthai et al. 2008).

Taulukossa 2.4 on esitetty 8 tutkimusartikkelin pohjalta määritetyt hienoaineksesta mitattujen arseeni- ja raskasmetallipitoisuuksien mediaaniarvot ja vaihteluvälit sekä eri asetuksissa sallittuja enimmäispitoisuuksia viljelyssä käytettäville lietteille tai lannoitteille. Asetukset eivät suoraan koske hienoaineksen hyödyntämistä, mutta niitä voidaan käyttää vertailukohtana hyväksyttävälle pitoisuuksille.

Taulukko 2.4. Hienoaineksen arseeni- ja metallipitoisuuksia sekä niille asetettuja raja-arvoja lietteen maanviljelykäytössä.

mg/kg ka	Mediaani ^{a,b}	Vaihteluväli ^a	MMM 24/11		86/278/ETY	USEPA 1994	
			Lannoitevalmisteet	Metsälannoitteet	Liete maanviljelyssä	Lietteen maahanlevitys	Korkea laatu
As	8,2	0,08–73	25	40	ea ^c	75	41
Cd	3,3	<0,3–55	1,5	25	20–40	85	39
Cr	151	2,5–5730	300	300	ea	3000	1200
Cu	217	0,7–5750	600	700	1000–1750	4300	1500
Hg	0,5	<0,04–9,0	1	1	16–25	57	17
Ni	69,5	0,8–4640	100	150	300–400	420	420
Pb	180	<2,0–3250	100	150	750–1200	840	300
Zn	670	12,8–7420	1500	4500	2500–4000	7500	2800

^a Kurian et al. 2003, Hogland et al. 2004, Hull et al. 2005, Jain et al. 2005, Prechthai et al. 2008, Prapbai et al. 2009, Quaghebeur et al. 2013, Masi et al. 2014

^b Mikäli tarkasteltavalle arvolle on annettu vaihteluväli, on mediaanin laskennassa käytetty ylä- ja alarajaa erillisinä arvoina.

^c ea = ei asetettu raja-arvoa

Taulukossa 2.4 esitetyt asetukset ovat maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista (MMM 24/11), Euroopan unionin neuvoston direktiivi ympäristön, erityisesti maaperän, suojelusta käytettäessä puhdistamolietettä maanviljelyssä (86/278/ETY) sekä Yhdysvaltain ympäristönsuojeluviraston asetus puhdistamolietteen maahanlevityksestä (USEPA 1994). Maa- ja metsätalousministeriön asetuksessa annetaan sallitut enimmäispitoisuudet lannoitevalmisteissa sekä metsätaloudessa käytettävissä tuhkalannoitteissa tai niiden raaka-aineena käytettävässä tuhkassa (MMM 24/11). Neuvoston direktiivissä annetaan raja-arvot lietteen käytölle maanviljelyssä, minkä mukaan EU:n jäsenvaltiot asettavat kansalliset raja-arvonsa (86/278/ETY). Yhdysvaltain

ympäristönsuojeluviraston EPA:n (Environmental Protection Agency) asetuksessa annetaan yläraja raskasmetallipitoisuuksille kaikissa lietteissä, joita levitetään maahan eli käytetään maanparannusaineina tai lannoitteina (USEPA 1994). Lisäksi asetuksessa on annettu lisäehtoja maahanlevitykselle, joista taulukossa 2.4 on esitetty raja-arvot korkealaatuiselle lietteelle. Mikäli liete täyttää nämä tiukemmat rajat sekä tietyt vaatimukset patogeenien määrän ja vektorien houkuttavuuden suhteen, sitä voidaan käyttää lähes missä tahansa (USEPA 1994).

Tarkastelluista asetuksista Suomen lainsäädäntö asettaa alhaisimmat raja-arvot arseenin ja raskasmetallien pitoisuudelle (taulukko 2.4). Mediaanit eri tutkimuksissa saaduille hienoaineksen metallipitoisuuksille kuitenkin alittavat kadmiumia ja lyijyä lukuun ottamatta myös MMMa 24/11:n vaatimukset lannoitevalmisteille. MMM:n asetuksessa 1,5 mg/kg ka on enimmäispitoisuus kadmiumille lannoitevalmisteissa; maa- ja puutarhataloudessa sekä viherrakentamisessa ja maisemoinnissa käytettävässä tuhkalannoitteessa saa olla kadmiumia korkeintaan 2,5 mg/kg ka ja metsässä käytettävissä tuhkalannoitevalmisteissa ja niiden raaka-aineena käytettävässä tuhkassa korkeintaan 25 mg/kg ka (MMMa 24/11). Kadmiumin mediaanipitoisuus (3,3 mg/kg ka) ylittää myös muiden kuin metsissä käytettävien tuhkalannoitteiden raja-arvon. Lyijyn mediaanipitoisuus ylittää myös metsälannoitteille asetetun raja-arvon 150 mg/kg ka. Verrattuna Euroopan unionin yhteisön ja EPA:n asettamiin raja-arvoihin mitattujen pitoisuuksien mediaanit ovat kuitenkin alhaisia. Erot kaatopaikkojen välillä ja kaatopaikan eri osissa ovat suuria, mistä johtuen metallipitoisuuksien vaihteluvälit ovat laajoja. Matalimmat pitoisuudet ovat alhaisempia kuin esimerkiksi Pirkanmaan pintamaan mediaanipitoisuudet (Hatakka et al. 2010), kun korkeimmat pitoisuudet arseenia lukuun ottamatta ylittävät teollisuusvarasto- ja liikennealueille asetetut maaperän pilaantumisen ohjearvot (VNa 214/2007).

Koska kaatopaikkajäte sisältää myös kasviperäistä jätettä, tulisi ennen maanparannuskäyttöä selvittää, ettei se sisällä kasvintuhoojia. Kasvintuhoojien leviämistä voidaan ehkäistä esimerkiksi kompostoimalla. Lisäksi maa- ja metsätalousministeriön asetuksen mukaan lannoitevalmisteissa saa olla enimmillään 5 itänyttä rikkakasvinsiementä litras- sa, tai tuoteselosteessa on mainittava tuotteen sisältävän niitä. Hukkakauraa ei saa olla todettavissa, eikä materiaalissa saa olla eläviä juuria, juurakoita tai muita kasvulliseen lisääntymiseen liittyviä osia. (MMMa 24/11). Edellä mainittujen tekijöiden esiintymistä kaatopaikalta kaivetusta jätteestä ei tiettävästi ole tutkittu. Rikkakasvien siementen päätyminen kaivettuun jätteeseen pintakerroksesta lienee mahdollista täyttö- tai kaivuvaiheessa. Kasvulliseen lisääntymiseen liittyvät osat luultavasti hajoavat jätetäytössä anaerobisesti, joten niiden määrä on sitä vähäisempi, mitä pidempään jäte on ollut kaatopaikalla. Myös kasvintuhoojien määrä oletettavasti vähenee jätetäytön iän kasvaessa, mutta esimerkiksi perunasyöpää aiheuttavan *Synchytrium endobioticum* –sienen lepoitiöt voivat säilyä maaperässä jopa 20 vuotta (Evira 2011).

Jäteperäisenä materiaalina hienoaines sisältää myös roskia. Lasia, metallia, muovia, luita ja kiviä saa olla enintään 0,5 % lannoitevalmisteen tuorepainosta (MMMa 24/11). Mekaanisesti erotellussa alle 30 mm hienoaineksessa on todettu muovin osuuden olevan

5–15 % hienoaineksen massasta (Kaartinen et al. 2013a), joten roskien määrää tulisi vähentää.

Seosmultien osalta on määrätty, että käytettäessä metalliteollisuudesta peräisin olevaa kivennäismaata on seosmullan täytettävä pysyvän jätteen kaatopaikalle sijoittamisen vaatimukset (MMM 24/11). Valtioneuvoston asetuksessa kaatopaikoista on annettu pysyvän jätteen kaatopaikalle hyväksymiseen vaikuttavat materiaalin liukoisuusominaisuudet sekä tiettyjen orgaanisten aineiden pitoisuudet (VNa 331/2013). Näitä käsitellään tarkemmin hienoaineksen kaatopaikkasijoittamisen yhteydessä kohdassa 2.3.

Maanparannuskäyttöä haittaavien yhdisteiden lisäksi hienoaineksesta tulisi selvittää myös sen tekninen soveltuvuus maanparannusaineeksi. Soveltuvuuden kannalta merkittäviä ominaisuuksia voivat olla esimerkiksi kationinvaihtokapasiteetti, puskurointikyky sekä orgaanisen hiilen määrä ja laatu (Joonas 2013). Lisäksi orgaanisten maanparannusaineiden ja sellaisenaan käytettävien sivutuotteiden hajoamisasteen on oltava riittävä markkinoille saattamiseen, eikä orgaanisista maanparannusaineista saa aiheutua hajuhaittaa. Orgaanisissa maanparannusaineissa hehikutushäviön tulee tosin olla vähintään 20 %, joten sellaisenaan hienoaines ei sitä ole. Maanparannusaineiden stabiilisuuden arviointi tehdään hiilidioksidintuottotestillä ja viranomaisen suorittama kypsyyden arviointi tehdään fytotoksisuuden ja hiilidioksidintuoton yhteistuloksen perusteella. Mikäli maanparannusaineen hiilidioksidintuotto alittaa 3 mg CO₂-C/g VS/vrk ja fytotoksisuusindeksi on yli 80 % sekä nitraattitypen ja ammoniumtypen suhde NO₃-N/NH₄-N on suurempi kuin 1, se on mahdollista saattaa markkinoille kasvualustan raaka-aineena. (MMM 24/11.)

2.2.3 Kaatopaikkojen pintarakenteet

Useimmiten kaatopaikkojen hienoaines on monilta ominaisuuksiltaan pilaantuneen maan kaltaista. Pilaantuneille maille on aiemmin ollut kysyntää kaatopaikkojen peittorakenteissa ja sulkemisen yhteydessä tarvittavissa pintarakenteissa. Käyttö väliaikaisissa tai lopullisissa pintarakenteissa on kaatopaikkojen ylöskaivua käsittelevissä artikkeleissa usein esitetty vaihtoehto hienoaineksen hyödyntämiseksi (esim. Hogland et al. 2004, Hull et al. 2005). Hienoainesta onkin käytetty kaatopaikkojen peittomateriaalina etenkin Yhdysvalloissa toteutettujen kaivuhankkeiden yhteydessä (USEPA 1997, Read et al. 2001, Jain et al. 2013). Yhdysvalloissa tämä vähentää kustannuksia, koska ei tarvita muualta tuotua maata (Jain et al. 2013). Suomessa kaatopaikan peittomateriaalina voidaan kuitenkin käyttää lievästi pilaantuneita maa-aineita (Pyy 2013), joiden vastaanottamisesta kaatopaikalle saadaan tuloja.

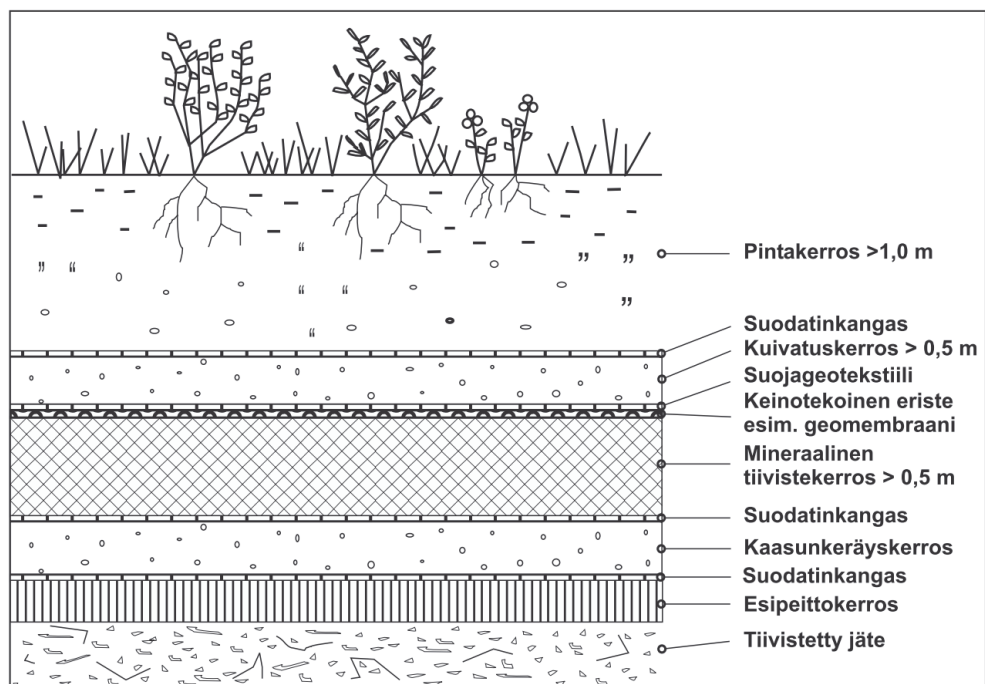
Tarve kaatopaikkojen peittomateriaalille on oletettavasti vähenemässä, sillä kaatopaikoille sijoitettavan jätteen määrää pyritään pienentämään valtakunnallisen jätesuunnitelman mukaisesti merkittävästi vuoteen 2016 mennessä (Valtioneuvosto 2008). Myös suljettavien kaatopaikkojen määrä on aiempaa pienempi. Vuonna 1997 annetussa valtioneuvoston päätöksessä kaatopaikoista (VNp 861/1997) edellytettiin aiempaa parempia pohjarakenteita, ja päätöksen voimaantulon siirtymäaika päättyi vuonna 2007. Voi-

maantulon takia suljettiin suuri määrä vanhan lainsäädännön mukaisia kaatopaikkoja, mikä lisäsi pintarakenteisiin tarvittavan maan määrää etenkin vuosina 2005 ja 2006 (SYKE 2008, Liski et al. 2009.)

Valtioneuvoston asetuksessa kaatopaikoista annetut tavanomaisen jätteen ja vaarallisen jätteen kaatopaikoille vaadittavat pintakerrokset on esitetty taulukossa 2.5. Asetuksessa ei anneta pysyvän jätteen kaatopaikan pintakerroksia koskevia vaatimuksia. Valtioneuvoston asetuksessa vaadittavien kerrosten lisäksi pintarakenteissa voi olla muitakin kerroksia, kuten suodatinkankaita, suojageotekstiili tai esipeittokerros (kuva 2.3).

Taulukko 2.5. Kaatopaikkojen pintarakenteiden vaadittavat kerrokset (VNa 331/2013).

Kerros	Tavanomaisen jätteen kaatopaikka	Vaarallisen jätteen kaatopaikka
Pintakerros ≥ 1 m	Vaaditaan	Vaaditaan
Kuivatuskerros $\geq 0,5$ m	Vaaditaan	Vaaditaan
Tiivistyskerros $\geq 0,5$ m	Vaaditaan	Vaaditaan
Keinotekoinen eriste	Ei vaadita	Vaaditaan
Kaasunkeräyskerros	Vaaditaan	Tarpeen mukaan



Kuva 2.3. Esimerkki kaatopaikan pintakerroksista (SYKE 2008).

Valtioneuvoston kaatopaikoista antaman asetuksen (VNa 331/2013) mukaan tavanomaisen jätteen kaatopaikan pintarakenteen tiivistekerroksen alla olevaan rakenteeseen tai jätetäyttöön hyväksytään korkeintaan 10 % orgaanista ainesta sisältävää tavanomaista jätettä. Orgaanisen aineksen pitoisuus määritetään TOC:na tai hehkutushäviönä (VNa 331/2013). Raja on sama kuin maantäytössä käytettävälle materiaalille asetettu, ja kuten kohdassa 2.2.1 todettiin, kirjallisuuden mukaan hienoaineksen hehkutushäviöiden medi-

aani ylittää sen, mutta TOC-pitoisuuksien mediaani jää alle 10 %:n. Muita virallisia kriteerejä pintarakenteissa käytettävien rakenteiden ympäristökelpoisuudelle ei ole Suomessa annettu, mutta Teknologian tutkimuskeskus VTT on tarkastellut asiaa tiedotteessaan kaatopaikkojen tiivistysrakenteena käytettävien teollisuuden sivutuotteiden ympäristökelpoisuudesta (Wahlström et al. 2004).

Wahlström et al. (2004) esittävät VTT:n tiedotteessa on kaksi pääperiaatetta, joihin kaatopaikan pintarakenteen materiaalien ympäristökelpoisuuden arviointi perustuu. Ensimmäisen periaatteen mukaan kaikkien rakenteissa käytettävien materiaalien on kelvettava vähintään tavanomaisen jätteen kaatopaikalle. Mineraalisen tiivistyskerroksen alla olevissa kerroksissa olevien materiaalien on oltava kaatopaikkakelpoisia vallitsevissa olosuhteissa. Ylemmissä kerroksissa veden pääsyä ei ole rajoitettu, joten niissä kelpoisuutta tarkastellaan pysyvän jätteen kriteerien kautta. Toinen periaate koskee soveltavia kriteerejä, jotka eivät saa olla ristiriidassa muiden kriteerien, kuten maanrakentamiskäytön ympäristökelpoisuuden kriteerien kanssa. Metallien ja muiden haitta-aineiden kokonaispitoisuudet eivät myöskään saa ylittää ongelmajäteluokituksen (nykyisen vaarallisen jätteen luokituksen) raja-arvoja. (Wahlström et al. 2004.)

Jätetäytön päälle tulevaa esipeittokerrosta ja kaasunkeräyskerrosta (kuva 2.3) koskivat tavanomaisen jätteen kaatopaikan kelpoisuusvaatimukset. Orgaanisen aineksen määrän tulisi alittaa 10 % eikä minkään haitta-aineen pitoisuus saa ylittää valtioneuvoston asetuksessa jätteistä (VNa 179/2012) annettuja raja-arvoja vaarallisille aineille.

Esipeittokerroksella muodostetaan tasainen ja kantava pinta, jonka päälle muut rakennekerrokset voidaan toteuttaa, sekä estetään jätteen sekoittuminen mineraaliseen tiivistyskerrokseen. Materiaalina voidaan käyttää työstämiskelpoista ylijäämämaata tai muita luonnonmaa-aineksia sekä tarpeen tullen kantavuutta lisääviä materiaaleja. Esipeittokerroksen tulee olla tasainen eikä se saa sisältää esiintyöntyviä tai suuria kiviä eikä kosteita painanteita. (SYKE 2008.) Hienoaineksen käyttö esipeittokerroksessa voisi olla mahdollista, mikäli se ei sisällä liikaa vaarallisia aineita tai orgaanista ainesta.

Kaasunkeräyskerroksen tulee johtaa hyvin kaasua. Muita vaadittavia ominaisuuksia ovat kestävyys aggressiivisten kaasun komponenttien ja suotovirtausten suhteen sekä karstaantumattomuus kaasusta peräisin olevien materiaalien vaikutuksesta. Sopiva materiaali on karkeaa, lajittunutta maa-ainesta tai geosynteettistä materiaalia. (Syke 2008.) Hienoaineksen kaasunjohtokyvystä tai muista vaadittavista ominaisuuksista ei ole tutkimuksia, joiden avulla soveltuvuutta voisi arvioida.

Kuivatuskerroksen tehtävä on johtaa kasvu- ja pintakerroksen läpäisevä vesi pois rakenteesta ja sen vedenläpäisevyyden suositeltava arvo on $k > 10^{-3}$ m/s (SYKE 2008). Arvo vastaa noin soran vedenläpäisevyyttä (Bäckman 2009). Hienoaineksen vedenläpäisevyyttä ei ole tutkittu, mutta sitä voidaan kasvattaa esimerkiksi seulomalla hienojakoisin aines tarvittaessa pois. Koska kuivatuskerros on tiivistyskerroksen yläpuolella, tulisi aineksen myös täyttää pysyvän jätteen kriteerit (Wahlström et al. 2004).

Pintakerrokselle asetettavia tehtäviä ovat muun muassa mineraalisen tiivistyskerroksen routasuojaus ja sen kuivumisen estäminen, suotautumisen vähentäminen ja pintavalun edistäminen, kasvillisuuden vedensaannin edistäminen, metaanin ja hajukaasu-

jen hapettaminen ja eroosion vähentäminen. Lisäksi kerroksella pyritään edistämään alueen jälkikäyttöä, parantamaan sen esteettisyyttä ja estämään palovaaraa, roskien leviämistä sekä eläinten aiheuttamaa tartuntatautien ja jätteiden levittämistä. Pintakerrokseen käytettäessä jättemateriaalia, tulee haitta-ainepitoisuuksien olla pilaantuneen maan ohjearvojen asettamalla tasolla. (SYKE 2008.) Hienoaineksen käytölle pintakerroksessa voisivat tapauksesta riippuen olla esteinä pilaantuneen maan metallipitoisuuksien ohjearvojen ylittyminen (esimerkiksi Quaghebeur et al. 2013) sekä sen sisältämät lasinsirut (Prabpai et al. 2009) ja muut roskat. Lisäksi tulisi selvittää hienoaineksen tekninen soveltuvuus annettujen vaatimusten, kuten vedenläpäisevyyden ja eroosionkestävyyden osalta.

2.3 Kaatopaikkasijoittaminen

Mikäli hienoaineksen hyödyntäminen materiaalina tai energiana ei onnistu, se jouduttaneen sijoittamaan kaatopaikalle. Kaatopaikkasijoittaminenkin saattaa vaatia aineksen esikäsittelyä sisältämiensä raskasmetallien, orgaanisen aineksen ja muiden haitta-aineiden takia. Valtioneuvoston asetuksessa kaatopaikoista säädetään kaatopaikoille hyväksyttävän jätteen ominaisuuksista. Taulukossa 2.6 on vertailtu suomalaiselta ja hollantilaiselta kaatopaikalta mitattuja hienoaineksen liukoisuuksia asetuksen raja-arvoihin pysyvän jätteen kaatopaikalle hyväksymiseen.

Kuopiolaisen kaatopaikan hienoaines täytti useimpien metallien osalta pysyvän jätteen raja-arvot. Nikkeli ylitti kuitenkin pysyväälle jätteelle asetetun raja-arvon yli kaksinkertaisesti kaatopaikan keskikerroksesta kaivetussa alle 30 mm aineksessa ja 17,5 %:lla alle 20 mm aineksessa. Myös seleenin liukoisuus oli keskikerroksessa (<30 mm) 70 % pysyväälle jätteelle sallittua enemmän, minkä lisäksi antimonin liukoisuus saavutti sille asetetun raja-arvon. (Kaartinen et al. 2013a, VNa 331/2013.)

Belgiassa mitattiin hienoaineksesta kahdeksan metallin liukoisuutta, joista neljää liukeni pysyväälle jätteelle asetetut rajat ylittäviä pitoisuuksia. Raja-arvot ylittäviä metalleja olivat kadmium, kromi, kupari ja nikkeli, joista nikkelin ylitys oli suurin; nikkeliä oli hieman yli viisinkertainen määrä sallittuun nähden. Teollisuusjätteen hienoaineksesta liukenevien metallien pitoisuudet olivat selvästi korkeampia kuin yhdyskuntajätteen vastaavat. Pysyvän jätteen raja-arvon ylitti teollisuusjätteen osalta myös elohopeapitoisuus, joka oli lähes kymmenkertainen sallittuun nähden. Suurin ylitys oli jälleen nikkelillä, jota liukeni enimmillään satakertaisesti raja-arvoon verrattuna. Korkein Ni-liukoisuus sivusi myös vaarallisen jätteen kaatopaikalle asetettua raja-arvoa 40 mg/kg ka (Spooren et al. 2013, VNa 331/2013.)

Metallien lisäksi kuopiolaisen kaatopaikan hienoaineksesta mitattiin asetuksessa rajoitettujen kloridin, fluoridin, sulfaatin ja orgaanisen hiilen liukoisuutta. Kloridia ja sulfaattia liukeni kaatopaikan keskikerroksen hienoaineksesta noin kaksinkolminkertaisesti pohjakerrokseen verrattuna ja fluoridia yli kymmenkertaisesti. Kloridin liukoisuus ylitti pysyvän jätteen kaatopaikkasijoittamisen raja-arvon useimmissa tapauksissa: vain koneellisesti erotetussa alle 30 mm pohjakerroksen aineksessa sen

liukoisuus jäi 1,25 % alle rajan. Myös fluoridia liukeni useimmiten rajan ylittäviä määriä vaihtelun ollessa suurta. Sulfaatin liukoisuus ylitti kaikissa kerroksissa pysyvälle jätteelle asetetut raja-arvot. Myös DOC-pitoisuudet olivat selkeästi korkeampia keski-kerroksessa, jossa ne ylittivät raja-arvon. Myös vaarallisen jätteen kaatopaikalle hyväksyttävälle materiaalille asetettu DOC-arvo (1000 mg/kg ka) ylittyi (Kaartinen et al. 2013a, VNa 331/2013).

Taulukko 2.6. Kaatopaikkojen hienoaineksen liukoisuuksia suomalaiselta ja belgialaiselta kaatopaikalta sekä pysyvän jätteen kaatopaikalle hyväksymisen raja-arvot.

	Kuopio, Suomi ^a				Houthalen, Belgia ^b		VNa 331/2013
	< 20 mm		< 30 mm		< 10 mm		Pysyvä jäte
mg/kg ka	Keskiosa	Pohja	Keskiosa	Pohja	Yhdyskuntajäte	Teollisuusjäte	
As	0,13	0,04	0,12	0,09	<0,1–0,35	<0,1–0,35	0,5
Ba	0,86	0,76	0,84	1,0	-	-	20
Cd	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005	<0,01–0,11	<0,01–0,43	0,04
Cr yht. ^c	0,03	0,03	0,09	0,04	<0,05–0,86	<0,05–1,1	0,5
Cu	0,08	0,18	0,05	0,06	0,23–2,5	0,3–18	2
Hg	<0,002	<0,002	<0,002	<0,002	<0,001	<0,001–0,094	0,01
Mo	0,14	0,30	0,20	0,24	-	-	0,5
Ni	0,47	0,23	0,99	0,31	0,16–2,2	0,08–40	0,4
Pb	0,01	0,01	0,01	0,02	<0,1–0,27	<0,1–0,25	0,5
Sb	0,04	0,05	0,02	0,06	-	-	0,06
Se	0,05	0,02	0,17	0,04	-	-	0,1
Zn	2,4	1,1	0,62	0,27	<0,1–3,8	0,25–1,6	4
Cl ⁻	1200	850	2400	790	-	-	800
F ⁻	41	3,0	170	13	-	-	10
SO ₄ ²⁻	15000	7100	18000	6600	-	-	1000
DOC	1000	320	2400	590	-	-	500

Taulukossa oleva ”-” tarkoittaa, ettei kyseistä parametria ole raportoitu tutkimuksessa.

^a Kaartinen et al. 2013a

^b Spooren et al. 2013

^c Kolmen- ja kuudenarvoinen kromi yhteensä (Cr(III) ja Cr(VI))

Liukenevien yhdisteiden lisäksi hienoaineksen sijoittamista sellaisenaan kaatopaikalle voi estää orgaanisen aineksen pitoisuus. Valtioneuvoston asetuksen kaatopaikoista mukaan ”tavanomaisen jätteen kaatopaikan pintarakenteen tiivistyskerroksen alla olevaan jätetäyttöön tai rakenteeseen hyväksytään vain sellaista tavanomaista jätettä, jonka biohajoavan ja muun orgaanisen aineksen pitoisuus määritettynä orgaanisen hiilen kokonaismääränä tai hehkutushäviönä on enintään 10 prosenttia”. Määräys ei kuitenkaan koske erilleen muusta jätteestä sijoitettavaa pilaantunutta maa-ainesjätettä, joten kaatopaikkasijoittamiseen vaikuttaa sekin, käsitelläänkö hienoainesta jätteenä vai pilaantuneena maa-aineksena. Rajoitukseen on myös mahdollista myöntää poikkeus, mikäli voidaan osoittaa, ettei esikäsitelty jäte sovellu käsiteltäväksi muuten kuin sijoittamalla

kaatopaikalle. Pysyvän jätteen ja vaarallisen jätteen kaatopaikoille on tavanomaisen jätteen kaatopaikkaa tiukemmat raja-arvot orgaanisen aineksen määrälle: pysyvän jätteen kaatopaikalle hyväksyttävässä materiaalissa orgaanisen hiilen kokonaismäärä saa olla korkeintaan 3 % kuiva-aineen massasta, vaarallisessa jätteessä 6 %. Mikään taulukossa 2.1 esitellyistä kaatopaikkojen hienoaineksista ei täytä pysyvän jätteen vaatimusta orgaanisen aineksen osalta ja vain muutama vaarallisen jätteen osalta. (VNa 331/2013.) Hienoaineksen kaatopaikkasijoittaminen vaatisi mahdollisesti aineksen esikäsittelyä orgaanisen aineksen vähentämiseksi.

3 HIENOAINEKSEN KÄSITTELY

Kuten edellisessä luvussa osoitettiin, on hienoaineiden hyötykäyttö sellaisenaan hankalaa. Energiantuotantoon orgaanista ainesta on liian vähän ja maanrakentamiseen liikaa. Lannoiteaineeksi hienoaineissa on liikaa epäpuhtauksia, minkä lisäksi roskien aiheuttamat esteettiset haitat ja ihmisten asenteet voivat vaikeuttaa käyttöä erityisesti maatalouskäytössä. Hyödyntämismahdollisuuksiin vaikuttaa myös politiikka. Esimerkiksi se, tarkastellaanko hienoainesta lain kannalta jätteenä vai pilaantuneena maa-aineksena, on merkittävä tekijä.

Tässä luvussa esitellään mahdollisia käsittelykeinoja hienoaineiden hyödyntämisen edistämiseksi. Tarkastelu on jaettu orgaanisen aineksen vähentämiseen/erottamiseen, metallien erottamiseen, roskien poistamiseen sekä orgaanisten haitta-aineiden vähentämiseen.

3.1 Orgaanisen aineksen vähentäminen

Orgaanisen aineksen osuus kaatopaikkojen hienoaineksesta on lähes aina yli 10 % (taulukko 2.1). Tämä estää käytön maarakentamisessa (VNa 179/2012) sekä ylittää tavanomaisen jätteen kaatopaikolle sijoitettavalle jätteelle materiaalille asetetun raja-arvon (VNa 331/2013). Tästä johtuen hienoainesta tulee stabiloida tai muuten pyrkiä erottamaan orgaaninen aines muusta materiaalista.

Orgaanista ainesta vähentävä stabilointi voidaan toteuttaa aerobisesti tai anaerobisesti. Kaatopaikoilla tapahtuu normaalistikin jätteen anaerobista hajoamista, jolloin orgaaninen aines hajoaa metaaniksi ja hiilidioksidiksi. Anaerobisen stabiloinnin etuna on siinä muodostuva metaani, jota voidaan käyttää energiantuotantoon. Haittana on kuitenkin metaanin mahdollinen vuotaminen ilmakehään sekä aerobista käsittelyä hitaampi orgaanisen aineksen hajoaminen (Das et al. 2002). Orgaanisen aineksen vähentäminen aerobisesti voi tapahtua ilmastamalla kaatopaikkaa ennen ylöskaivua, tai käsittelemällä ylöskaivettua jätettä tai siitä erotettua hienoainesta. Aerobisessa käsittelyssä orgaaninen aines hajoaa humusyhdisteiksi, hiilidioksidiksi ja vedeksi.

3.1.1 Anaerobinen stabilointi

Kaatopaikkojen hienoaineiden anaerobista stabilointia on tutkittu laboratoriotutkimuksissa aerobisen käsittelyn yhteydessä (Prantl et al. 2006, Hrad et al. 2013, Raga & Cossu 2013). Prantl et al. (2006) raportoivat hienoaineiden TOC-pitoisuuden kasvaneen noin 3 % ja hapenkulutuksen yli 30 % noin 500 d anaerobisen käsittelyn aikana. Hradin et al. (2013) tutkimuksessa noin 650 d käsittelyaika laski TOC-pitoisuutta anaerobisissa reak-

toreissa keskimäärin 9 %. Kaasuntuottopotentiali (GP_{21} , gas generation potential) laski 71 % ja hapenkulutus 17 %, mihin syyksi arvioitiin yhdisteiden huuhtoutumista suotonesteen mukana (Hrad et al. 2013). Prantl et al. (2006) havaitsivat suuremman hienoaineksen läpi suotautuvan nesteen määrän johtavan pienempään TOC:n pitoisuuteen, mutta hapenkulutukseen nesteen määrä ei vaikuttanut. Raga & Cossu (2013) tutkivat hienoaineksen stabiloitumista 180 d ajan ja anaerobisissa oloissa muovin kanssa käsiteltyä hienoaineksen TOC-pitoisuus laski 1–3 % ja hapenkulutus 44–62 %.

Anaerobisella käsittelyllä saavutettava orgaanisen hiilen vähenemä on yllämainittujen tutkimusten perusteella vähäinen. Anaerobisen ja aerobisen käsittelyn yhdistäminen voi kuitenkin lisätä käsiteltävän materiaalin stabiloitumisastetta (Valencia et al. 2009). Lisäksi stabiloitumista voidaan tehostaa kierrättämällä suotonestettä, mikä myös lisää käsittelyssä muodostuvan metaanin määrää (Šan & Onay, 2001).

3.1.2 Kaatopaikan ilmastaminen

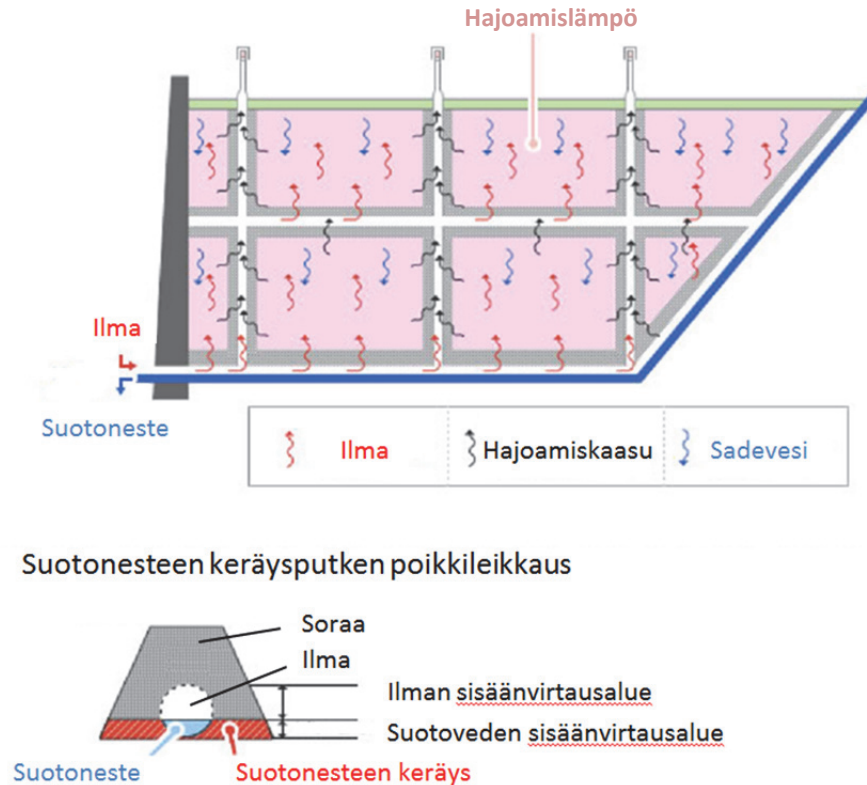
Kaatopaikan ilmastusta voidaan käyttää nopeuttamaan biohajoavan materiaalin hajoamista kaatopaikan sisällä, vähentämään metaanin ja hajujen määrää sekä parantamaan suotonesteen laatua (Raga & Cossu 2014). Vaikka kaatopaikkojen ilmastus ei olekaan vielä laajasti käytössä, sitä on sovellettu onnistuneesti Euroopassa, Pohjois-Amerikassa ja Aasiassa. Kaatopaikkojen ilmastusmenetelmät voidaan jakaa korkean ja alhaisen paineen sekä semiaerobisiin menetelmiin. Lisäksi niitä voidaan jaotella tarkemmin sen mukaan, kastellaanko kaatopaikkaa esimerkiksi kierrättämällä suotonestettä tai kerätäänkö vapautuvia kaasupäästöjä. (Ritzkowski & Stegmann 2012.)

Korkeapaineilmastus tapahtuu tavallisesti happirikkaalla ilmalla, jonka injektointi toteutetaan voimakkaina sykäyksinä (shokkeina); tekniikan yleisimpiä käyttökohteita ovat landfill mining –hankkeet. Ilman syöttöön käytettyjen rei'itettyjen putkien lisäksi jätetäyttyön asennetaan kaasujen talteenottoon tarkoitettut putket. (Ritzkowski & Stegmann 2012.)

Tavallisimmin pyrittäessä nopeuttamaan jätteen stabiloitumista kaatopaikalla ilmastuksessa käytetään matalapaineilmastusta, jossa käytetään ulkoilmaa ja paine-erot ovat 20–80 mbar. Useimmiten myös matalapaineilmastuksessa on kaasujen keräysjärjestelmä. Kerättävä kaasu käsitellään tavallisesti termisesti (CH_4 :n osuus $\geq 0,6$ %) tai bio-suodattimilla (CH_4 :n osuus $< 0,6$ %) metaanin ja hajuhaittojen poistamiseksi. Kaasun keräysjärjestelmän sijasta kaatopaikan pintakerrokseen voidaan luoda metaanin hapetuskerros kasvihuonepäästöjen vähentämiseksi. Ilmastus voidaan toteuttaa myös passiivisesti, jolloin vain aktiivisesti imetään kaasua jätetäytöstä, minkä seurauksena ulkoilmaa virtaa kaatopaikan sisään sen pintakerroksen läpi tai kaasukaivojen kautta. (Ritzkowski et al. 2006, Ritzkowski & Stegmann 2012.)

Semiaerobisella kaatopaikalla ilma kulkeutuu jätetäytön sisään suotonesteen keräysputkia pitkin (kuva 3.1). Menetelmä on kehitetty Japanissa ja on ensimmäinen käytössä ollut ilmastustekniikka. Kaatopaikan pohjalla kulkevat suotonesteputket on mitoitettu siten, että noin kolmannes putken poikkileikkauksesta on veden alla. Putkien risteyskohdista lähtee pystysuoria putkia, joita pitkin ilmaa virtaa kaatopaikan sisään. Ilman

virtaus perustuu jätetäytön ja ympäristön väliseen lämpötilaeroon: jätetäytön sisällä lämpenevä ilma nousee ylöspäin, mistä aiheutuva alipaine imee ulkopuolelta lisää ilmaa suotonesteputkiin. (Matsufuji & Tachifuji 2007, Ritzkowski & Stegmann 2012 mukaan.)



Kuva 3.1. Semiaerobisen kaatopaikan toimintaperiaate (muokattu lähteestä Sendai-Kankyo-Kaihatu K.K 2009).

Kaatopaikan ilmastamisen on todettu nopeuttavan orgaanisen aineksen hajoamista huomattavasti verrattuna anaerobisiin olosuhteisiin. Yhdysvalloissa toteutettu kahden kaatopaikan ilmastus yhdistettynä suotonesteen kierrätykseen lisäsi biologisen hajotuksen nopeutta yli 50 % ja paransi suotonesteen laatua sekä edisti orgaanisen aineksen selkeää kompostoitumista jo 10 kuukaudessa (Hudgins & March 1998).

Itävallassa tutkittiin 10–30 vuotta vanhan kaatopaikan osan ilmastusta ilman suotonesteen kierrätystä. Ilmastusnopeus oli vain 0,06–0,09 l/kg ka/d, johtuen märän jätteen heikon kaasunläpäisevyydestä ja hetkittäin korkeasta vedenpinnan tasosta. Kahden ja puolen vuoden ilmastuksen jälkeen kiinteässä jätteessä ei ollut havaittavissa selkeitä muutoksia TOC-pitoisuuden tai muiden orgaanisen aineksen määrää kuvaavien parametrien osalta. Erääksi syyksi epäiltiin jätetäytön heterogeenisuutta, joka vaikeuttaa edustavien näytteiden saamista. Painumista kuitenkin mitattiin jätetäytön vanhemmissa osissa 1–5 cm ja uudemmissa osissa 10–17 cm. Lisäksi suotonesteen ammoniumtyypen määrä laski noin 100 mg/l ja nitraattityypen määrä kuusinkertaistui. (Hrad et al. 2013.)

3.1.3 Hienoaineksen aerobinen käsittely

Hienoaineksen ilmastamista on tutkittu laboratoriotutkimuksissa (taulukko 3.1). Raga & Cossu (2013) tutkivat hienoaineksen (< 20 mm) käyttäytymistä ilmastettaessa yhdessä 20–50 mm muovifraktion kanssa. Koe koostui kahdesta vaiheesta: 50 vuorokauden anaerobisesta jaksosta sekä 130 vuorokauden aerobisesta jaksosta (Raga & Cossu 2013). Prantl et al. (2006) ilmastivat 8–17 vuotta vanhasta jätetäytöstä seulottua alle 20 mm ainesta. Kokeessa tutkittiin ilmastustehon ja lisättävän nesteen määrän vaikutusta aineksen stabiloitumiseen (Prantl et al. 2006).

Taulukko 3.1. Hienoaineksen ilmastuksen tuloksia kahdessa tutkimuksessa.

		Raga & Cossu (2013)				Prantl et al. (2006)			
Jätteen ikä	vuotta	5	10	10	15	8-17	8-17	8-17	8-17
Materiaali		Muovi/< 20 mm (4:25)				< 20 mm			
Lämpötila	°C	35	40	45	35	35	35	35	35
Nesteen lisäys	ml/vk/kg	15,2	15,6	15,0	16,0	12,0	11,2	8,5	33,9
Ilmastusnopeus	l/h/kg	0,061	0,072	0,060	0,064	0,034	0,064	0,081	0,081
TOC									
- alussa	% ka	15,14	10,98	10,98	10,68	6,4	6,4	7,6	7,6
- 1. vaiheen jälkeen	% ka	-	-	-	-	5,4 ^a	5,0 ^a	7,5 ^b	8,0 ^b
- muutos	%	-	-	-	-	-15,6	-21,9	-1,3	+5,3
- lopussa	% ka	14,13 ^c	9,74 ^c	9,99 ^c	9,37 ^c	5,7	5,0 ^d	6,5	6,8
- muutos yht.	%	-6,7	-11,3	-9,0	-12,3	-10,9	-21,9	-14,5	-10,5
Hapenkulutus									
- alussa	mg O ₂ /g ka	9,8	13,9	13,9	14,4	4,5	4,5	5,6	5,6
- 1. vaiheen jälkeen	mg O ₂ /g ka	-	-	-	-	0,3 ^a	0,7 ^a	0,7 ^b	0,6 ^b
- muutos	%	-	-	-	-	-93,3	-84,4	-87,5	-89,3
- lopussa	mg O ₂ /g ka	1,3 ^c	1,1 ^c	1,6 ^c	1,5 ^c	0,3	1,2 ^d	0,7	0,5
- muutos yht.	%	-86,7	-92,1	-88,5	-89,6	-93,3	-73,3	-87,5	-91,1

^a 1. vaiheen kesto 270 vuorokautta, koe yhteensä 513 vuorokautta.

^b 1. vaiheen kesto 180 vuorokautta, koe yhteensä 342 vuorokautta.

^c Ilmastuksen kesto 130 vuorokautta

^d Reaktorin ilmastus lopetettiin 1. vaiheen jälkeen.

Muovi/hienoaines –sekoitussuhde Ragan & Cossun (2013) reaktoreissa oli noin 4:25 ja ilmastusnopeus 60–70 ml/h/kg. Lisäksi reaktoreista kerättiin suotonestettä, joka korvattiin vastaavalla vesimäärällä. Kokeen aikana ilmastettujen reaktoreiden hienoaineksen TOC väheni 6,7–12,3 %, kun anaerobisissa kontrollireaktoreissa vastaava vähenemä oli 1,2–3,0 %. Lämpötila ei vaikuttanut juurikaan orgaanisen aineksen vähenemiseen ilmastettaessa. Myös neljän päivän kumulatiivista hapenkulutusta mittaava hengitysindeksi (RI₄, respiration index), jonka alhainen arvo kuvaa aineksen biologista stabiiliutta, laski aerobisen käsittelyn seurauksena enemmän: ilmastetuissa reaktoreissa RI₄ laski 86,7–92,1 % ja anaerobisissa 43,9–72,2 %. (Raga & Cossu 2013.)

Prantlin et al. (2006) tutkimuksessa tarkasteltiin ilmastusnopeuden vaikutusta; reaktoreihin pumpatut ilmamäärät olivat noin 34 ml/h/kg ja 64 ml/h/kg. Ilmastusnopeuden vaikutus oli nähtävissä 270 vuorokauden jälkeen, jolloin alhaisemmalla virtaamalla ilmastetun reaktorin TOC oli vähentynyt 15,6 % ja suuremmalla virtaamalla ilmastetun 21,9 %. Hapenkulutus sen sijaan väheni alhaisella virtaamalla enemmän. Voimakkaammin ilmastetun reaktorin ilmastus lopetettiin 270 vuorokauden jälkeen, minkä seurauksena hapenkulutus oli 513 vuorokauden kohdalla kasvanut hieman, ollen kuitenkin 73,3 % alhaisempi kuin kokeen alussa. Koko kokeen ajan ilmastetussa reaktorissa hapenkulutus ei laskenut 1. vaiheen jälkeen saavutetusta arvosta. Anaerobisessa kontrolloidussa reaktorissa TOC:n pitoisuus kokeen lopussa oli 12,5 % suurempi kuin alussa. Hapenkulutus laski anaerobisissa oloissa 1. vaiheen aikana 48,8 %, mutta kokonaisvähenemä kokeen aikana oli alhaisempi, 33,3 %. Tutkimuksessa tarkasteltiin myös reaktorin läpi kulkevan nesteen määrän vaikutusta. Ensimmäisten 180 vuorokauden aikana TOC-pitoisuudet eivät muuttuneet merkittävästi (toisessa reaktorissa jopa kasvua, mikä voi johtua materiaalin heterogeenisyydestä), mutta hapenkulutus laski molemmissa reaktoreissa lähes 90 %. Kokeen lopussa TOC-pitoisuus oli laskenut 14,5 % reaktorissa, jonka vedenlisäys oli 8,5 ml/vk/kg ja 10,5 % reaktorissa, jonka vedenlisäys oli 33,9 ml/vk/kg. Myös tässä tapauksessa hapenkulutus oli lopussa samaa tasoa kuin 1. vaiheen jälkeen. Anaerobisissa vertailureaktoreissa TOC-arvot kasvoivat kokeen aikana 6–18 %, hapenkulutuksen laskiessa noin 45 %. (Prantl et al. 2006.)

Myös Hrad et al. (2013) tutkivat hienoaineksen ilmastamista reaktoreissa, jotka sisälsivät noin 120 kg kaatopaikalta kaivettua, alle 20 mm kokoon seulottua jätettä. Reaktoreita ilmastettiin noin nopeudella 1 l/kg ka/d ja nestettä lisättiin 0,01 litraa viikossa jättekiloa kohden (märkäpainona laskettuna). Reaktorit pidettiin ensimmäiset 81 päivää anaerobisina, minkä jälkeen niitä ilmastettiin 659 päivän ajan. Ilmastuksen seurauksena jätteen hapenkulutus laski 90 % ja kaasuntuottopotentiaali 83 %, minkä lisäksi TOC-pitoisuus laski optimiolosuhteissa 25–30 %. (Hrad et al. 2013.)

Ilmastamalla hienoaainesta voidaan siis saavuttaa jopa yli neljänneksen vähenemä TOC:n määrässä (Hrad et al. 2013), joskin tavallisesti saavutettavat vähenemät ovat noin kymmenen prosentin luokkaa (Prantl et al. 2006, Raga & Cossu 2013). Ilmastuksella on merkittävä stabiloiva vaikutus, mikä on nähtävissä kaasuntuottopotentiaalin ja hapenkulutuksen laskuna. Huomionarvoista on, että yhdyskuntajätteen anaerobisen kaatopaikan TOC-sisällöstä vain 30–40 prosentin on laskettu olevan hajoavaa (Ehrig 1994, Prantl et al. 2006 mukaan). Suurin osa koostuu enemmän tai vähemmän pysyvistä yhdisteistä, kuten ligniinistä, humusyhdisteistä ja synteettisistä materiaaleista (Prantl et al. 2006).

Orgaanisen aineksen vähentämisen lisäksi ilmastaminen voisi toimia myös orgaanisten haitta-aineiden hajotuskeinona lisätessään mikrobiologista aktiivisuutta hienoaineksessa. Kanadalaisessa tutkimuksessa öljyhiilivedyillä pilaantuneen maaperän ilmastaminen neljän päivän välein maanjyrsimellä käsittelemällä vähensi öljyhiilivetyjen kokonaispitoisuutta yli 80 % (Paudyn et al. 2008). Ilmastaminen edistää myös esimerkiksi

PAH-yhdisteiden hajoamista, mitä voidaan lisäksi nopeuttaa käyttämällä hajotukseen sienä (Winqvist et al 2014).

3.1.4 Tiheyteen perustuva erotus

Orgaanisen aineksen erottaminen muusta jätteestä ja maa-aineksesta voidaan toteuttaa myös eri fraktioiden tiheyteen perustuen. Runsaasti orgaanista ainesta sisältävä materiaali on tavallisesti kevyempää kuin esimerkiksi mineraalipitoinen maa-aines (Cerli et al. 2012).

Spooren et al. (2013) käyttivät laboratoriotason kokeissa erotukseen flotaatiokolonia, jossa ylöspäin virtaava vesi erotti kevyen ja raskaan fraktion toisistaan. Koe toteutettiin neljällä partikkelikoolla: 2–4 mm, 0,5–2 mm, 125–500 µm ja < 125 µm. Kahdessa suurimmassa partikkelikoossa TOC-pitoisuudet ennen erottelua olivat 8,1 % ja 3,8 % ja erottelun jälkeen kummankin koon kevyessä fraktiossa 42 %. Partikkelikoon 125–500 µm aineksessa vastaava muutos oli 2,1 %:sta 31 %:iin. Alle 125 µm aineksessa ero oli huomattavasti pienempi. Erotetun kevyen fraktion lämpöarvo oli 2–4 mm aineksessa 17 MJ/kg ka ja 0,5–2 mm aineksessa 17,5 MJ/kg ka, kun arvot ennen erotusta olivat 5,19 MJ/kg ka ja 1,17 MJ/kg ka. Erotuskokeessa saadun raskaan fraktion arvoja ei ole raportoitu, mutta erotustehokkuuden todettiin jäävän alle 25 prosentin, mistä johtuen hienoaineksessa oli erotuksen jälkeenkin liikaa orgaanista ainesta maanrakentamiseen. Kevyemmän fraktion osuus materiaalista oli alle 125 µm aineksessa 17 %, mutta muissa koluokissa jäätettiin alle 5 %:iin. (Spooren et al. 2013.)

3.2 Metallien erottaminen hienoaineksesta

Raskasmetallien on havaittu adsorboituvan helposti rautaoksideihin (Hildebrand & Blum 1974, Spooren et al. 2013 mukaan). Spooren et al. (2013) hyödynsivät tätä ja käyttivät magneettierotinta 125–500 µm hienoaineksen käsittelykeinona. Tulosten perusteella nikkelin, kuparin, sinkin, elohopean ja lyijyn pitoisuudet korreloivat magneettisen fraktion rautapitoisuuden kanssa (Spooren et al. 2013). Magneettierotuksella voidaan siis saada hienoaineksesta erilleen metalleja ja vähentää niiden pitoisuutta hienoaineksessa.

Metallien erottamiseen hienoaineksesta soveltuisi luultavasti magneettierotuksen vaihtoehtona tai jatkokäsittelynä hydrometallurgia eli metallien erottaminen ja rikastaminen vesikemian keinoin. Metallit uutetaan malmista tai muusta lähtömateriaalista liuottimeen, joka rikastetaan ja puhdistetaan, minkä jälkeen metallit erotetaan liuottimesta esimerkiksi elektrolyytisesti, kaasun avulla pelkistämällä tai saostamalla yhdisteinä. Hydrometallurgia soveltuu alhaisen metallipitoisuuden sisältäville lähtömateriaaleille verrattuna korkeamman pitoisuuden vaativaan pyrometallurgiaan. Hydrometallurgian heikkouksia ovat kuitenkin korkeat kustannukset (energia ja reagenssit), syntyvien jätteiden käsittely sekä vaatimus tasalaatuiselle syötteelle. (Sohn 2001.)

Hydrometallurgista metallien erotusta kaatopaikan hienoaineksesta ei ole tutkittu. Sen sijaan raskasmetalleilla pilaantuneen maa-aineksen puhdistamisesta on tutkimuksia.

Esimerkiksi kasaliuotus EDTA-liuoksella (etyleenidiamiinitetraetikkahappo) on tuottanut laboratoriokokeissa jopa yli 70 % vähenemän sinkin pitoisuudessa maa-aineksessa ja yli 90 % vähenemän lyijypitoisuudessa. Suurimmat vähenemät saavutettiin korkeilla EDTA-pitoisuuksilla ja monivaiheisella liuotuksella, mutta jo alhaisin tutkittu EDTA-pitoisuus (2,5 mmol/kg) riitti poistamaan yli 60 % sinkistä ja yli 50 % lyijystä. (Finžgar & Leštan 2007.) EDTA:n lisäksi uuttoon voidaan käyttää esimerkiksi sitruunahappoa (Jean-Soro et al. 2012) tai se voidaan toteuttaa hyödyntäen bioliuotusta eli mikro-organismien kykyä metallien liuottamiseen (Deng et al. 2012).

3.3 Roskien vähentäminen

Hienoaineksen hyödyntäminen lannoitevalmisteena vaatii roskien (muovin, kivien, luiden, lasin ja metallien) vähentämistä, sillä niiden osuus lannoitevalmisteen tuorepainosta saa olla korkeintaan 0,5 % (MMM 24/11). Tämä on ainakin jossain määrin mahdollista sopivan seulakoon valinnalla, joskin suuri osa materiaalista jää epäpuhtauksien mukana seulonnan ylitteeseen.

Das et al. (2002) seuloivat 5 kk ajan ilmastetusta kaatopaikan osasta ylöskaivettua jätettä ja raportoivat 9,5 mm seulalla saavutettavan 3,5 % inerttejä epäpuhtauksia (roskia) sisältävän hienoaineksen. Tämä ei kuitenkaan olisi riittävän alhainen osuus, sillä Suomen lainsäädäntö vaatii alle 0,5 %. Hull et al. (2005) totesivat 2 mm seulan poistavan havaittavat roskat, kuten lasin ja muovin, mutta alun perin 25,4 mm seulalla erotetusta hienoaineksesta 2 mm seulalle jäi 70 %. Tämän osuuden hyödyntäminen olisi edelleen ongelma. Myös ilmarajan ja magneettierottimen yhdistelmää on käytetty muovien ja metallien erottamiseen hienoaineksesta, mutta saadussa hienoaineksessa roskien osuus oli yhä 4–10 % (Reinhart & Townsend 1998, Das et al. 2002 mukaan).

4 MATERIAALIT JA MENETELMÄT

Tässä luvussa esitellään tutkimuksessa käytetty materiaali sekä laboratoriokokeissa käytetty välineistö ja menetelmät. Reaktoreihin viitataan taulukoissa lyhenteillä LBR1, LBR2, LBR3 ja LBR4 (LBR = leach bed reactor eli suotopetireaktori). Samoja lyhenteitä käytetään myös tulosten yhteydessä.

4.1 Kohdekuvaus ja näytteenotto

Tutkimuskohteena oli Lohjalla sijaitsevan Munkkaan jätekeskuksen jätetäyttöalue 1. Täyttöalue on ollut käytössä vuosina 1967–1989, minkä jälkeen sinne on tuotu muutama vuoden ajan erityisjätettä. Alueelle sijoitettu jäte on pääasiassa lajittelematonta sekajätettä, rakennusjätettä ja maa-ainesta. Jätetäyttöalue on suljettu pintarakentein, mutta siltä puuttuvat varsinaiset pohjarakenteet. Alueella on kaksi pohjaveden tarkkailuputkea sekä kuusi kaasukaivoa, jotka on asennettu vuonna 2000. (Göös & Tuppurainen 2013.)

Näytteet otettiin kaivinkoneen ja kaivinpaalukoneen avulla neljästä eri tutkimuspisteestä, jotka oli valittu maatutkausten ja alueen historiatietojen perusteella. Jätetäytöstä nostettiin materiaalia 10 metrin syvyydestä saakka, paitsi tutkimuspisteessä 1, jossa materiaalia nostettiin 13 metrin syvyydestä asti. Jokaisen tutkimuspisteen osalta jätettiin pois noin 2 metrin paksuiset pintamaakerrokset ja materiaali kuormattiin siirtolavoille.

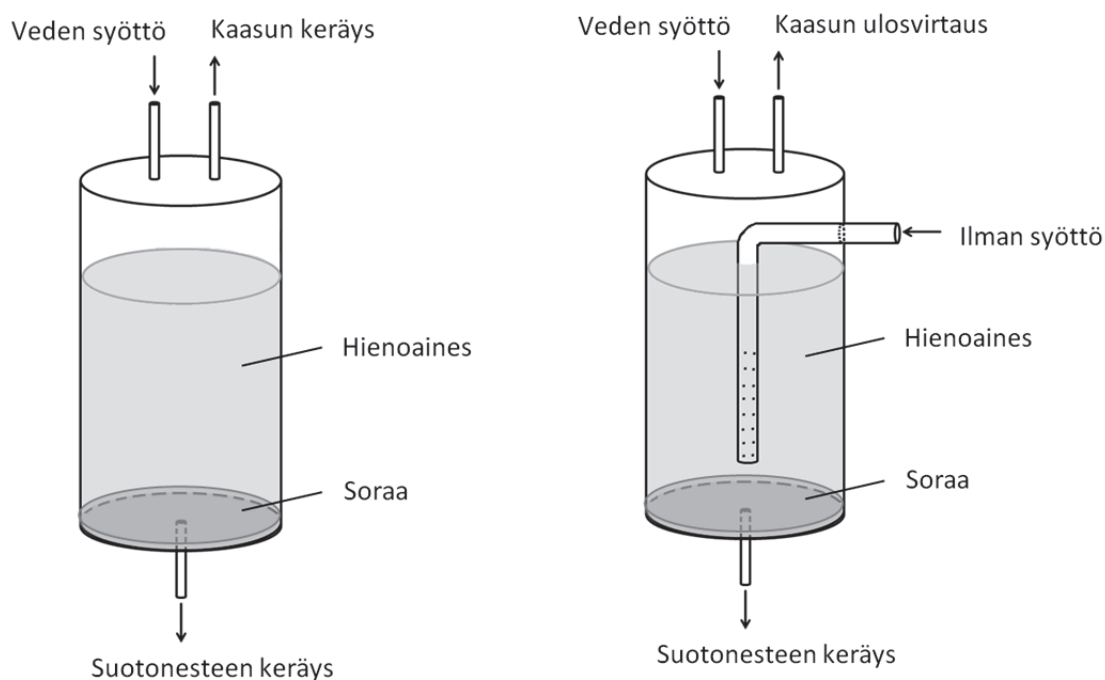
Näytekaivosta 1 saatu materiaali jaettiin kolmeen eri näyteosaan (1.1, 1.2 ja 1.3) ja näytekaivon 4 materiaalista yli 9 metrin maatayttökerros (4.1) ja pohjan jätekerros (4.2) asetettiin omille lavoilleen. Näytteenottosyvyydet on esitetty liitteessä 1. Kunkin siirtolavan materiaalista otettiin sekoittamisen jälkeen noin 500–700 litran kokoomanäyte, lukuun ottamatta lavan 4.1 maa-ainesta. Kuivaamattomat kokoomanäytteet seulottiin 100 ja 20 mm:n verkkoseuloilla ja alle 20 mm aines pakattiin kannellisiin muoviasiastioihin ja toimitettiin tutkittavaksi TTY:lle. Näytemateriaaleja säilytettiin jätekeskuksella ulkovarastossa, jonka lämpötila noudatti ulkolämpötilaa. (Göös & Tuppurainen 2013.)

4.2 Stabilointikokeet

Laboratoriotutkimuksessa tutkittiin reaktorikokein hienoaineksen stabiloitumista ilmastettaessa verrattua anaerobisiin oloihin. Lisäksi tutkittiin hienoaineksen metaanintuottoa sellaisenaan ja mädättämölietesiirosteen kanssa.

Tutkimuksessa käytettiin neljää rinnakkaista polymetyyliakrylaatista valmistettua reaktoria, joiden korkeus oli 600 mm ja halkaisija 150 mm (kuva 4.1). Kuhunkin reaktoriin suljettiin noin 6 kg materiaalia, joka oli sekoitettu alle 20 mm kokoon seulotuista

pisteiden 1.2, 1.3, 2 ja 4.2 hienoainesnäytteistä. Kyseisten pisteiden hienoainesta käytettiin, koska niissä orgaanisen aineksen osuus oli suuri. Näytepisteestä 1.2 saadun hienoaineksen osuus reaktoreiden täyttömateriaalin massasta oli 32,4 %, pisteen 1.3 hienoaineksen osuus 28,2 %, pisteen 2 hienoaineksen osuus 31,0 % ja pisteen 4.2 hienoaineksen osuus 8,3 %.



Kuva 4.1. Kaaviokuva anaerobisen (vasen) ja aerobisen (oikea) reaktorin rakenteesta.

Tutkimus koostui kahdesta vaiheesta. Ensimmäisessä vaiheessa kaikki reaktorit pidettiin anaerobisissa oloissa 101 vuorokauden ajan ja tarkkailtiin niiden metaanintuottoa. Muodostuva kaasu kerättiin reaktorin kansissa olevista aukoista PVC-pohjaisia Masterflex Tygon -letkuja pitkin kaasupusseihin. Kaasuletkuihin oli liitetty septumi näytteenottoa varten. Reaktoreihin ei lisätty nestettä ja ne pidettiin tutkimuksen ajan noin 35 °C:n lämpötilassa.

Ensimmäisen vaiheen jälkeen reaktorit avattiin ja niiden sisältämistä hienoaineksista otettiin näytteet kuiva-aineen ja hehkutushäviön määrittämiseksi. Loput hienoainekset yhdistettiin, sekoitettiin ja täytettiin takaisin reaktoreihin (5,5kg hienoainesta jokaiseen reaktoriin). Myös sekoituksesta määritettiin kuiva-aineen määrä ja hehkutushäviö.

Toisessa vaiheessa reaktori 1 toimi kontrollireaktorina, jonka annettiin olla edelleen anaerobisissa oloissa, mutta siihen lisättiin vaiheen 2 alussa noin 800 ml hanavettä. Reaktori 2 pidettiin myös anaerobisena, mutta siihen lisättiin vaiheen alussa 80,3 g Tampereen Viinikanlahden jätevedenpuhdistamon mädättämölietettä lisäämään anaerobisten hajottajien määrää. Kaasu kerättiin reaktoreista 1 ja 2 kuten vaiheessa 1. Myös vaiheessa 2 kaikki reaktorit pidettiin tasaisessa 35 °C:n lämpötilassa. Taulukkoon 4.1 on kerätty reaktoreiden operointiparametrit kummassakin vaiheessa.

Reaktoreita 3 ja 4 ilmastettiin nopeudella 0,1–0,2 l/min (2,5 l/h/kg ka), minkä lisäksi niihin lisättiin hanavettä noin 1 litra viikossa (275 ml/vk/kg ka). Ilma syötettiin reaktoreihin pitkän letkua, joka kulki niiden yläosan kautta ja oli liitetty keskellä hienoainesta pystysuoraan kulkevaan 33 cm pitkään muoviputkeen. Putki oli rei'itetty alaosaan 15 cm:n matkalta ja se ulottui vaiheen alussa 2–5 cm hienoaineksen pinnan yläpuolelle. Ilman ulostulo tapahtui reaktoreiden kansiin kiinnitettyjen letkujen kautta kuten vaiheessa 1, mutta kaasua ei kerätty talteen. Veden lisäys tapahtui reaktorien päällä olevista aukoista tunnin jaksoissa virtaamalla noin 24 ml/h, mitä seurasi aina 3 tunnin tauko. Syntyvä suotoneste kerättiin reaktoreiden alla olevien venttiilien kautta lasisiin pulloihin.

Taulukko 4.1. Hienoainesta sisältävien reaktoreiden olosuhteet tutkimuksessa. Lämpötila reaktoreissa oli koko tutkimuksen ajan 35°C.

	LBR1	LBR2	LBR3	LBR4
Vaihe 1 (101 d)				
Hienoaineksen määrä	5,9 kg	5,9 kg	5,8 kg	6,0 kg
Vaihe 2 (174 d)				
Hienoaineksen määrä	5,5 kg	5,5 kg	5,5 kg	5,5 kg
Ilmastus	-	-	0,1–0,2 l/min	0,1–0,2 l/min
Nesteen lisäys	801,6 g alussa	80,3 g alussa	n. 1 l/vk	n. 1 l/vk
Muuta		Lisätty neste lietettä		Tukiainetta 450 g

Reaktoreista 3 ja 4 suotonesteen annettiin valua jatkuvasti keräyspulloihin, jotka tyhjennettiin viikon välein. Reaktoreiden 1 ja 2 suotonesteventtiilit avattiin vain kerran (4 vuorokautta toisen vaiheen alkamisen jälkeen) ylimääräisen nesteen poistamiseksi. Reaktorit 3 ja 4 olivat muutoin samanlaiset, mutta reaktorin 4 hienoainekseen sekoitettiin 450 g tukiainetta (oksankappaleita, pituus noin 5 cm, halkaisija 1–2 cm) parantamaan ilman kulkeutumista aineksessa.

4.3 Analyysimenetelmät

Näytteenottopisteiden 1.2, 1.3, 2 ja 3 hienoaineksesta määritettiin raekokojakauma seulomalla. Seulonta tehtiin kuivaamattomalle materiaalille.

Reaktoreiden täyttöön käytetystä hienoainessekoituksesta määritettiin ennen kokeen alkua kuiva-aineen ja hehkutushäviön pitoisuus. Ensimmäisen vaiheen jälkeen samat parametrit määritettiin sekä jokaisen reaktorin sisältämästä aineksesta erikseen että niiden sekoituksesta, jota käytettiin toisessa vaiheessa. Toisen vaiheen jälkeen kuiva-aine ja hehkutushäviö määritettiin jokaisen reaktorin hienoaineksesta erikseen, minkä lisäksi määrittäminen tehtiin reaktorissa 4 olleelle tukiaineelle. Määritykset tehtiin aina kolmesta rinnakkaisesta näytteestä standardin SFS 3008 (1990) mukaisesti.

Ennen toisen vaiheen alkua hienoainessekoituksesta määritettiin vedenpidätyskyky. Määrityksessä käytettiin muovista sylinteriä (halkaisija 7,5 cm, korkeus 23 cm), jonka

toisessa päässä oli tiheä muovinen verkko. Sylinterin sisään, verkkoa vasten, asetettiin kostutettu suodatinpaperi ja sylinteri punnittiin. Sylinteri täytettiin kuivaamattomalla hienoaineksella välillä tiivistäen materiaalia pudottamalla sylinteri muutaman kerran noin 5 cm korkeudesta. Täytetty sylinteri punnittiin ja asetettiin verkko alaspäin astiaan, johon lisättiin vettä kunnes vedenpinta oli 5 mm hienoaineksen pinnan alapuolella. Sylinterin annettiin olla vedessä 24 tuntia, minkä jälkeen se nostettiin 10 cm paksun, kostutetun hiekkakerroksen päälle. Sylinterin toinen pää peitettiin foliolla haihtumisen estämiseksi. Sylinteri punnittiin kahden tunnin välein kunnes painossa ei enää tapahtunut merkittävää muutosta.

Kokeen aikana anaerobisissa reaktoreissa syntyneestä kaasusta määritettiin metaanipitoisuus kerran viikossa. Lisäksi mitattiin ilmastettujen reaktoreiden sisään menevän ilman hiilidioksidipitoisuutta sekä ulos tulevan ilman metaani- ja hiilidioksidipitoisuuksia viikoittain. Näytteenoton ajaksi anaerobisten reaktoreiden kaasuletku suljettiin näytteenottoseptumin jälkeen ja ilmastettujen reaktoreiden kaasunpoistoletkuun kiinnitettiin kaasupussi ulkopuolisen ilman pääsyn letkuun estämiseksi. Kaasunäytteet analysoitiin Shimadzu GC-2014 kaasukromatografilla käyttäen lämmönjohtokykydetektoria. Käytetty kolonni oli Porapak N ja kantokaasuna toimi helium virtaamalla 25 ml/min. Ohjelmistona toimi Shimadzu LabSolutions GCsolution Analysis. Anaerobisten reaktoreiden tuottama kaasu kerättiin kaasupusseihin ja sen määrä mitattiin kerran viikossa käyttäen nesteensyrjäytysmenetelmää. Ilmastettuihin reaktoreihin pumpatun ilman määrää mitattiin sekä virtaamamittareilla että näytteenoton yhteydessä kaasupussiin kertyvän kaasun määrän avulla.

Kokeen toisessa vaiheessa suotovedet kerättiin reaktoreiden alaosaan talteen. Reaktoreista 1 ja 2 lasketusta suotonesteestä mitattiin heti pH ja ammoniumtypen ($\text{NH}_4\text{-N}$) määrä. Reaktorin 1 suotonesteestä mitattiin lisäksi sähkönjohtokyky. Reaktoreiden 3 ja 4 suotonestepullot tyhjennettiin viikoittain, minkä yhteydessä suotonesteistä mitattiin pH, $\text{NH}_4\text{-N}$ ja sähkönjohtokyky. Suotonesteiden pH-mittauksessa käytettiin SenTix 51 -elektrodilla varustettua WTW ProfiLine pH 3210 -mittaria. Ammoniumtyppeä mitattiin Thermo Scientific Orion High-Performance Ammonia Electrode -elektrodilla. Standardiliuokset valmistettiin ammoniumkloridista ja standardien sekä näytteiden pH:n säätöön käytettiin Orion Ammonia pH adjusting ISA -liuosta. Sähkönjohtokyky määritettiin WTW ProfiLine Cond 3210 -mittarilla ja TetraCon 325 -elektrodilla.

Kaikkien reaktoreiden suotonesteitä pakastettiin myöhempiä analyysejä varten. Pakastetuista näytteistä mitattiin anioneja, liuenneen epäorgaanisen (DIC) ja orgaanisen hiilen pitoisuus sekä kemiallinen hapenkulutus.

Anionit mitattiin Thermo Scientific Dionex ICS-1600 -ionikromatografilla Thermo Scientific Dionex AS-DV -autosamplerilla varustettuna. Tulosten käsittelyyn käytettiin Chromeleon 7 -ohjelmistoa. Määritettäviä anioneja olivat kloridi (Cl^-), nitriitti (NO_2^-), nitraatti (NO_3^-), fosfaatti (PO_4^{3-}) ja sulfaatti (SO_4^{2-}). Mittaukset suoritettiin 0,2 μm suodattimen läpi suodatetuista, laimennetuista näytteistä standardin SFS-EN ISO 10304-1 (2007) mukaisesti. Liuenneen epäorgaanisen ja orgaanisen hiilen määrää mitattiin standardin SFS-EN 1484 (1997) mukaisesti. Mittauksiin käytetty laitteisto koostui Shimad-

zu TOC-5000 -analysaattorista sekä Shimadzu ASI-5000 -autosamplerista. Kemiallinen hapenkulutus määritettiin standardin SFS 5504 (1988) mukaisesti.

Lohjan eri näytepisteiden hienoaineksen alkuainekoostumus määritettiin röntgenfluoresenssilla (XRF, määrittäjä VTT). Hienoainesnäytteistä mitattiin orgaanisen hiilen kokonaispitoisuus ja niille tehtiin yksivaiheiset ravistelutestit (SFS EN 12457-4 2012), joissa määritettiin joidenkin alkuaineiden, anionien ja orgaanisen hiilen liukoisuutta (VTT). Eri pisteiden näytteistä (lukuun ottamatta pistettä 4.1) määritettiin öljyhiilivetyjen sekä PAH-, PCB- ja BTEX-yhdisteiden pitoisuudet (ALS Finland). Typen ja fosforin pitoisuudet määritettiin eri pisteiden (ei 4.1) hienoaineksessa sekä reaktoreiden täyttöön käytetystä sekoituksesta ja reaktoreista kokeen lopuksi poistetuista hienoaineksista (Eurofins Viljavuuspalvelu Oy). Lisäksi määritettiin itävyys juurenpituusindeksinä standardin SFS-EN 16086-2 (2012) mukaisesti täyttösekoituksessa ja eri pisteiden materiaalissa (Eurofins Viljavuuspalvelu Oy).

Hehkutushäviön osuus kuiva-aineesta oli useimmissa näytepisteen 1.3 hienoainekseen fraktioissa 20–30 %, kun näytepisteen 3 fraktioissa se oli aina alle 7 % (kuva 5.1). Muissa tutkituissa näytepisteissä hehkutushäviön osuus oli lähes kaikissa tapauksissa 10–20 %. Näytepisteessä 1.3 hehkutushäviön osuus oli selvästi suurempi alle 11,2 mm aineksessa, mutta yleisesti ottaen sen määrä ei vaikuttanut riippuvan partikkelikoosta.

Alkuainekoostumuksen määrittämisen röntgenfluoresenssilla mukaan hienoaines sisälsi eniten piitä, jonka osuus oli 16–29 % (taulukko 5.1). Alumiinia oli 4–8 %, kalsiumia 3–10 % ja rautaa 3–5 %. Muita alkuaineita, joiden pitoisuus ylitti 1 %, olivat kalium, magnesium ja natrium. Orgaanisen hiilen osuus vaihteli välillä 1,5–8 %.

Taulukko 5.1 Hienoainekseen alkuainekoostumus (XRF) ja TOC-pitoisuudet prosentteina painosta (%) sekä maaperän taustapitoisuuksia Suomessa.

	1.1	1.2	1.3	2	3	4.1	4.2	Maaperän pitoisuus ^a
Al	7,7	5,3	4	5,5	7,5	7,9	6,3	0,28–8,1
Ba	0,07	0,03	0,06	0,08	0,11	0,08	0,06	0,0007–0,09
Ca	3,8	6,8	10	6,6	3,3	4,7	5,5	0,016–2,8
Cl	0,02	0,08	0,07	0,08	0,03	0,02	0,08	0,004–0,024
Cr	0,01	<0,01	0,03	0,02	0,01	0,01	0,01	0,00014–0,012
Cu	0,01	0,06	0,03	0,01	0,01	0,01	0,01	0,0001–0,009
Fe	4,1	4,6	3,9	3,5	3,4	3,1	2,9	0,4–9,9
K	2,3	1,7	1,3	1,7	2,9	2,4	2,5	0,013–3,8
Mg	1,3	0,87	1	1,4	1	1,1	0,89	0,04–2,4
Mn	0,07	0,06	0,1	0,09	0,05	0,05	0,06	0,002–0,13
Na	1,6	1,7	0,79	1,4	1,7	1,4	1,9	<0,005–3,5
Ni	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01	0,01	0,01	<0,0002–0,007
P	0,12	0,2	0,28	0,37	0,11	0,11	0,13	0,005–0,2
Pb	0,07	0,02	0,03	0,02	0,01	<0,01	0,01	<0,0005–0,005
Rb	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,02	0,01	0,004–0,02
S	0,12	1,2	0,61	0,28	0,1	0,6	0,12	<0,005–0,31
Si	27	21	16	23	29	28	28	31–39
Sr	0,02	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,03	0,0002–0,044
Ti	0,38	0,38	0,38	0,39	0,32	0,33	0,27	0,015–0,37
Zn	0,04	0,09	0,07	0,05	0,02	0,01	0,02	0,0007–0,08
Zr	0,05	0,03	0,02	0,02	0,02	0,04	0,03	0,005–0,034
TOC	2,9	6,4	8	7,2	2,2	1,5	2,8	-

^a Tarvainen et al. 2006, Salminen et al. 2007

Taulukossa 5.1 on hienoaineksesta mitattujen pitoisuuksien lisäksi esitetty maaperän tyypillisiä arvoja Suomessa. Maaperän arvot on yhdistetty pääkaupunkiseudun ympäristykuntien maaperästä mitatuista taustapitoisuuksista (Tarvainen et al. 2006) sekä harju-

jen ja reunamuodostumien karkealajitteisista mineraalimaalajeista mitatuista taustapitoisuuksista (Salminen et al. 2007). Kalsiumin, kuparin, nikkelin, kloorin ja lyijyn pitoisuudet olivat toistuvimmin taustapitoisuudet ylittäviä. Suurin osa mitatuista pitoisuuksista oli taustapitoisuuksien rajoissa.

Orgaanisten haitta-aineiden pitoisuudet olivat korkeimmat pisteiden 1.3 ja 2 hienoaineksessa (taulukko 5.2). Pisteiden 1.3 hienoaines sisälsi selvästi eniten öljyhiilivetyjä (>C10–C21 ja >C21–C40) sekä kaikkia tutkittuja PCB-yhdisteitä. Myös naftaleenin ja BTEX-yhdisteiden pitoisuudet olivat korkeimmat pisteessä 1.3. Naftaleenia lukuun ottamatta kaikkien PAH-yhdisteiden pitoisuus oli korkein pisteessä 2 ja lähes kaikkien osalta toiseksi korkein pisteessä 1.3. BTEX-pitoisuudet olivat toiseksi korkeimmat pisteen 2 hienoaineksessa. BTEX-yhdisteistä bentseenin ja toluenin pitoisuudet jäivät kaikissa pisteissä määrittämissä alarajoille. Näytepisteessä 1.1 olivat alhaisimmat öljyhiilivetyjen ja PAH-yhdisteiden pitoisuudet, mutta pisteen PCB-pitoisuudet olivat useimpien yhdisteiden ja summapitoisuuden osalta toiseksi korkeimmat. PCB-yhdisteiden summapitoisuus oli pisteessä 1.1 lähes kuusinkertainen ja pisteessä 1.3 yli kahdeksankertainen kolmanneksi suurimpaan summapitoisuuteen verrattuna (näytepiste 2).

Taulukko 5.2. Kaatopaikan hienoainekseen orgaanisten haitta-aineiden pitoisuuksia sekä raja-arvot pysyvän jätteen kaatopaikalle (VNa 331/2013) ja alemmat ohjearvot maaperän pilaantuneisuuden arviointiin (VNa 214/2007). Yksiköt mg/kg ka.

	1.1	1.2	1.3	2	3	4.2	VNa 331/ 2013 ^a	VNa 214/ 2007 ^a
fraktio >C10-C21	21	78	148	103	23	42	ea	300
fraktio >C21-C40	186	689	1410	650	199	765	ea	600
fraktio >C10-C40	208	767	1560	753	222	806	500	ea
naftaleeni	<0,010	0,043	0,075	0,058	0,018	0,023	ea	5
asenaftyleeni	<0,010	0,021	0,029	0,041	<0,010	<0,010	ea	ea
asenaftteeni	<0,010	<0,010	<0,010	0,043	<0,010	<0,010	ea	ea
fluoreeni	<0,010	0,032	0,032	0,095	<0,010	<0,010	ea	ea
fenantreeni	0,042	0,177	0,207	0,734	0,092	0,082	ea	5
antraseeni	<0,010	0,033	0,029	0,09	0,02	0,01	ea	5
fluoranteeni	0,093	0,317	0,339	1,08	0,13	0,154	ea	5
pyreeni	0,069	0,267	0,427	0,821	0,126	0,23	ea	ea
bentso(a)antraseeni	0,029	0,159	0,168	0,379	0,06	0,06	ea	5
kryseeni	0,031	0,17	0,195	0,413	0,053	0,07	ea	ea
bentso(b)fluoranteeni	0,06	0,251	0,322	0,705	0,086	0,133	ea	ea
bentso(k)fluoranteeni	0,02	0,086	0,095	0,232	0,03	0,038	ea	5
bentso(a)pyreeni	0,028	0,14	0,156	0,397	0,05	0,041	ea	2
dibentso(ah)antraseeni	<0,010	0,021	0,021	0,061	<0,010	<0,010	ea	ea
bentso(ghi)peryleeni	0,018	0,082	0,107	0,236	0,028	0,045	ea	ea
indeno(123cd)pyreeni	0,021	0,097	0,124	0,299	0,034	0,042	ea	ea

	1.1	1.2	1.3	2	3	4.2	VNa 331/ 2013 ^a	VNa 214/ 2007 ^a
PAH, 16 yhd. summa	0,411	1,9	2,33	5,68	0,727	0,928	40	30
PCB 28	0,0517	0,0046	0,0889	<0,0030	<0,0030	<0,0030	ea	ea
PCB 52	0,129	0,0098	0,179	0,0064	<0,0030	<0,0030	ea	ea
PCB 101	0,0511	0,0041	0,0626	0,0076	<0,0030	<0,0030	ea	ea
PCB 118	0,0388	0,0032	0,055	0,0035	<0,0030	<0,0030	ea	ea
PCB 138	0,02	0,0037	0,0292	0,014	0,0056	0,0045	ea	ea
PCB 153	0,0123	<0,0030	0,0217	0,0124	0,0047	0,0036	ea	ea
PCB 180	0,0056	<0,0030	0,0113	0,0095	0,0035	<0,0030	ea	ea
PCB, 7 yhd. summa	0,308	0,025	0,448	0,053	<0,021	<0,021	1	0,5
bentseeni	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	<0,020	ea	0,2
tolueeni	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100	<0,100	ea	5
etylibentseeni	<0,020	<0,020	0,05	0,042	<0,020	0,021	ea	10
BTEX, summa	<0,170	<0,170	0,215	<0,170	<0,170	<0,170	6	ea
m,p-ksyleeni	<0,020	0,024	0,15	0,098	0,028	0,024	ea	ea
o-ksyleeni	<0,010	<0,010	0,015	0,013	<0,010	<0,010	ea	ea
ksyleenit, summa	<0,030	<0,030	0,165	0,111	<0,030	<0,030	ea	10

^a ea = ei asetettu raja-arvoa/ohjearvoa

Lohjan hienoaineksesta mitatuissa metallien ja anionien liukoisuuksissa oli nähtävissä jätetäytölle tyypillinen suuri vaihtelu eri pisteiden välillä tiettyjen aineiden ja yhdisteiden osalta (taulukko 5.3). Anioneja ja orgaanista hiiltä lukuun ottamatta eniten liukeni bariumia, jonka liukoisuus pisteessä 1.2 oli 3,3 mg/kg ka ja pisteessä 4.1 vain 0,10 mg/kg ka, eli liukoisuuksien ero oli yli 30-kertainen. Samoin lyijyn, antimonin, sinkin ja sulfaatin liukoisuuksissa oli yli kymmenkertaisia eroja eri näytteenottopisteiden välillä. Joidenkin aineiden liukoisuus oli toisaalta hyvin samankaltainen eri pisteissä. Tällaisia olivat esimerkiksi arseeni, jonka liukoisuus oli kaikissa näytepisteissä 0,2–0,4 mg/kg ka, ja kromi, jonka liukoisuus oli 0,1–0,3 mg/kg ka. Myös suodoksen pH oli kaikissa pisteissä samaa tasoa, ollen 7,9–8,4. Tutkittujen alkuaineiden ja yhdisteiden liukoisuudet olivat pääsääntöisesti korkeimpia näytekaivon 1 näytepisteiden hienoaineksesta. Erityisesti sulfaatin liukoisuus näytepisteissä 1.2 ja 1.3 oli muita näytepisteitä korkeampi. Pisteiden 1.2 ja 1.3 liukoisuudet olivat 7900 mg/kg ka ja 2700 mg/kg ka, kun muissa näytepisteissä liukoisuus oli 190–840 mg/kg ka. Myös pH-arvot olivat kyseisten pisteiden suodoksessa 0,2–0,4 yksikköä muita näytepisteitä alhaisemmat.

Taulukko 5.3. Hienoainesnäytteiden yksivaiheisissa ravistelutesteissä (EN 12457-4) mitatut liukoisuudet ja pysyvän jätteen kaatopaikalle hyväksymisen kriteerit. Yksikkö mg/kg ka, ellei toisin ilmoitettu.

	1.1	1.2	1.3	2	3	4.1	4.2	Pysyvä jäte ^a
As	0,02	0,02	0,03	0,02	0,02	0,02	0,04	0,5
Ba	0,30	3,3	3,3	2,3	0,15	0,10	0,20	20
Cd	0,001	<0,002	<0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,04
Cr	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01	0,01	0,03	0,5
Cu	0,18	0,35	0,19	0,19	0,14	0,12	0,23	2
Mo	0,13	0,07	0,16	0,22	0,07	0,05	0,07	0,5
Ni	0,06	0,13	0,10	0,09	0,08	0,05	0,08	0,4
Pb	0,04	0,01	0,01	0,01	0,004	0,002	0,01	0,5
Sb	0,15	0,02	0,02	0,02	0,02	0,06	0,01	0,06
Se	<0,01	<0,02	<0,01	0,01	<0,01	0,01	0,01	0,1
Zn	0,16	1,2	0,94	0,56	0,08	0,05	0,21	4
Cl ⁻	15	190	140	150	44	41	220	800
F ⁻	5,0	<10	<10	<10	4,0	5,0	3,0	10
SO ₄ ²⁻	840	7900	2700	800	400	190	330	1000
DOC	180	260	330	270	220	170	250	500
Suodoksen pH ^b	8,3	7,9	8,1	8,3	8,4	8,4	8,4	ea ^c

^a VNa 331/2013

^b Ei yksikköä

^c ea = ei asetettu kriteeriä

Reaktoreiden täyttöön kokeen alussa käytetyn hienoainesseoksen hehkutushäviö oli 15,8 % kuiva-aineesta (taulukko 5.4). Anaerobisen jakson jälkeen hehkutushäviöt eri reaktoreiden hienoaineksessa vaihtelivat alussa mitatun pitoisuuden molemmiin puolin. Reaktorissa 1 hehkutushäviö oli 1,4 prosenttiyksikköä pienempi, kun reaktoreissa 2 ja 3 hehkutushäviön arvot olivat 1,5 prosenttiyksikköä ja 1,3 prosenttiyksikköä suurempia kuin alussa. Reaktorissa 4 pitoisuus pysyi lähes samana. Uuden sekoituksen jälkeen hehkutushäviö oli 15,9 % kuiva-aineesta. Toisen vaiheen jälkeen reaktorin 1 hienoaineksesta mitattiin 2,3 prosenttiyksikköä korkeampi ja reaktoreiden 2, 3 ja 4 hienoaineksista 0,6-0,9 prosenttiyksikköä korkeammat hehkutushäviön arvot kuin uudelleen-sekoitetusta hienoaineksesta.

Vesiliukoisien typen määrä Lohjan näytepisteiden hienoaineksesta oli suurin pisteessä 1.2, jossa sen pitoisuus oli 0,425 g/kg (taulukko 5.5). Matalimmat pitoisuudet olivat pisteissä 3 ja 4.2, joissa ne alittivat määritysrajan (0,012 %). Typen kokonaispitoisuus oli välillä 1,4–5 g/kg ka. Fosforipitoisuudet hienoaineksissa olivat tyypillisesti alle määritysrajojen. Vain pisteen 2 hienoaineksesta sekä liukoisesta että kokonaisfosforin pitoisuudet ylittivät määritysrajan. Korkein näytepisteen kokonaisfosforipitoisuus oli pisteessä 1.3, jossa fosforia oli 1,5 g/kg ka. Reaktoreiden täyttöön käytetyssä seoksessa fosforin pitoisuus oli suurempi, 1,6 g/kg ka. Juurenpituusindeksinä mitattu itävyys oli

pisteen 3 hienoainesta ja reaktoreiden täyttöön käytettyä seosta lukuun ottamatta 80–100 %.

Taulukko 5.4. Hienoaineksen hehkutushäviönä mitatun orgaanisen aineksen osuus prosentteina kuiva-aineesta (% ka) sekä absoluuttinen määrä (g) kokeen eri vaiheissa. Luvut keskiarvoja, suluissa keskihajonta ($n=3$).

	LBR1	LBR2	LBR3	LBR4
Alussa				
VS (% ka)	15,8 (5,0)	15,8 (5,0)	15,8 (5,0)	15,8 (5,0)
VS (g)	608	606	593	614
1. vaiheen jälkeen				
VS (% ka)	14,4 (4,8)	17,3 (0,4)	17,1 (4,0)	15,7 (1,0)
VS (g)	570	629	621	608
Sekoituksen jälkeen				
VS (% ka)	15,9 (1,0)	15,9 (1,0)	15,9 (1,0)	15,9 (1,0)
VS (g)	577	577	577	577 ^a
2. vaiheen jälkeen				
VS (% ka)	18,2 (2,4)	16,5 (2,1)	16,6 (2,2)	16,8 (2,1)
VS (g)	655	612	594	667 ^b

^a Tukiaineen orgaanisen aineksen kanssa määrä oli 684 g.

^b Sisältää tukiaineen.

Taulukko 5.5. Eri näytepisteiden hienoaineksen ja reaktoreiden täyttöön käytetyn sekoituksen ravinnepitoisuudet ja itävyys sekä reaktoreista lopuksi poistetun aineksen ravinnepitoisuudet.

	Typpi		Fosfori		Itävyys
	Vesiliukoinen g/kg ka	Kokonaispitoisuus g/kg ka	Vesiliukoinen mg/kg ka	Kokonaispitoisuus g/kg ka	%
1.1	0,061	1,4	< 10	< 1,0	92
1.2	0,425	3,5	< 10	< 1,0	80
1.3	0,421	5	< 10	1,5	100
2	0,107	3,3	12	1,2	80
3	< 0,012	1,6	< 10	< 1,0	57
4.2	< 0,012	1,5	< 10	< 1,0	89
Sekoitus	0,312	4,2	< 10	1,6	67
LBR1	0,18	4,15	< 10	< 1,0	
LBR2	0,229	4,3	< 10	1,1	
LBR3	0,04	4,2	< 10	1,3	
LBR4	0,0385	3,75	< 10	1,15	

Reaktoreista poistetussa hienoaineksessa vesiliukoisen typen pitoisuudet olivat matalampia kuin täyttömateriaalissa ja aerobisten reaktoreiden hienoaineksessa matalampia kuin anaerobisten. Typen kokonaispitoisuus oli hieman muita alempi reaktorin 4 hieno-

aineksessa. Fosforipitoisuudet reaktoreiden hienoaineksissa olivat tasaisia. Vain reaktorin 1 aineksessa fosforin kokonaispitoisuus jäi alle määrittäysrajan.

Reaktoreiden täyttöön käytetyssä hienoainesseoksessa öljyhiilivetyjen määrä oli selvästi pienempi kuin reaktoreista kokeen lopussa poistetuissa hienoaineksissa (taulukko 5.6). Suurin osa hienoaineksen öljyhiilivedyistä oli raskaita öljyhiilivetyjakeita (>C21–C40), joita oli reaktoreista poistetussa hienoaineksessa 1100–1800 mg/kg ka ja täyttöön käytetyssä hienoaineksessa alle 900 mg/kg ka.

Taulukko 5.6. *Reaktoreiden täyttöön käytetyn seoksen ja reaktoreista kokeen lopuksi poistettujen hienoainesten öljyhiilivetyjen pitoisuudet.*

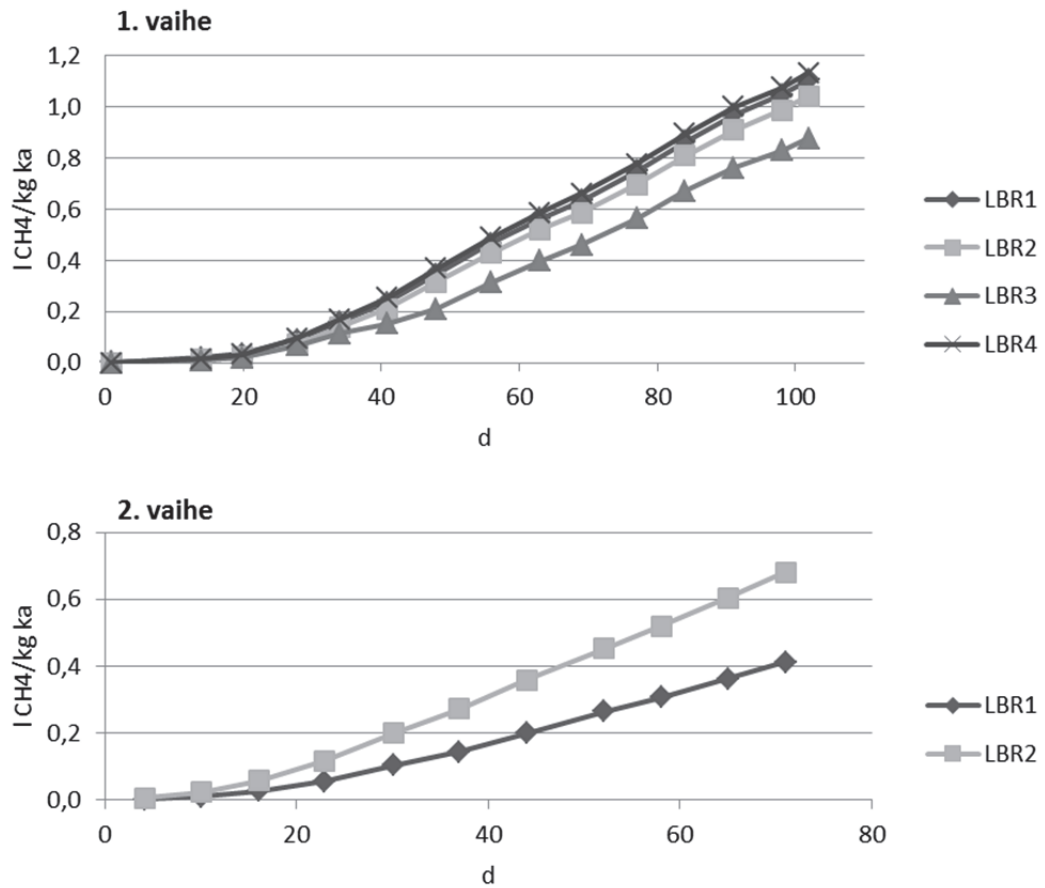
Seos		LBR1	LBR2	LBR3	LBR4
>C10-C21	mg/kg ka	115	245	175	135
>C21-C40	mg/kg ka	770	1775	1280	1165
>C10-C40	mg/kg ka	885	2020	1455	1290
				1290	1225

Korkeimmat öljyhiilivetyjen pitoisuudet olivat reaktorista 1 poistetussa aineksessa ja matalimpia reaktorin 4 aineksessa. Keskitisleiden (>C10–C21) pitoisuus oli reaktorin 1 hienoaineksessa lähes kaksinkertainen reaktorin 4 verrattuna. Raskaiden öljyhiilivetyjakeiden osalta pitoisuus oli noin 65 % suurempi reaktorissa 1 kuin reaktorissa 4.

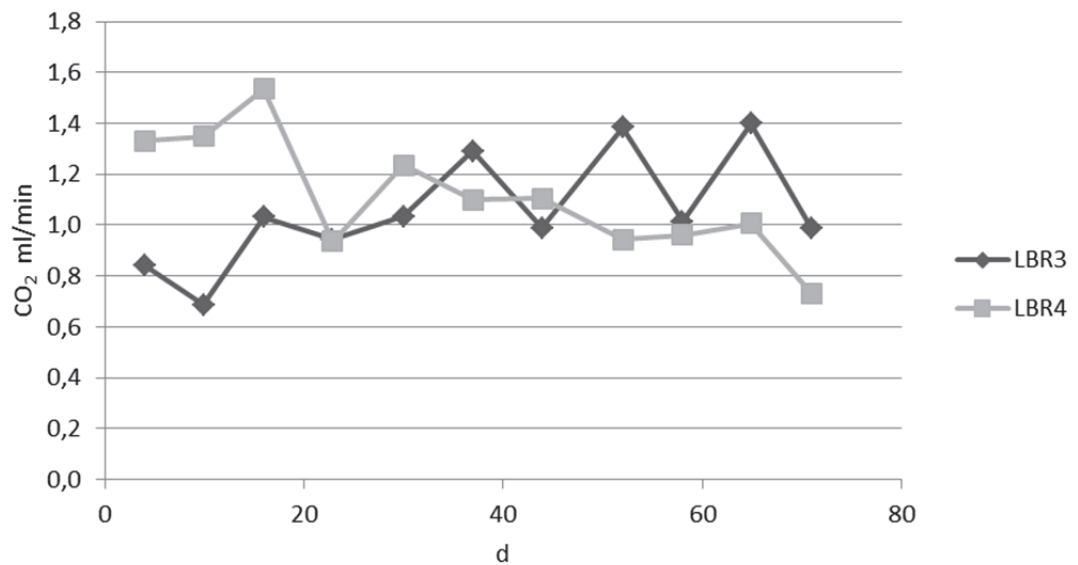
5.2 Kaasut ja suotovedet

Kokeiden alussa tarkkailtiin hienoaineksen kaasuntuottoa anaerobisissa oloissa. Reaktoreissa 1, 2 ja 4 metaanintuotto oli lähes yhtä suurta, mutta reaktorin 3 tuotto jäi vaiheen 1 lopussa 17–25 % pienemmäksi kuin muissa (kuva 5.2). Alhaisempi kaasuntuotto oli syynä reaktoreiden avaamiseen ja hienoainesten sekoittamiseen 101 vuorokauden jälkeen. Kokeen jälkimmäisessä osiossa anaerobisista reaktoreista LBR2, johon oli lisätty jätevedenpuhdistamon lietettä, tuotti metaania nopeammin. Lietteen lisäämisen ansiosta 73 vuorokauden kumulatiivinen metaanintuotto oli noin 66 % suurempi kuin reaktorissa LBR1, johon oli lisätty pelkkää vettä.

Ilmastettuihin reaktoreihin pumpatussa ilmassa olleen hiilidioksidin virtaama vaihteli lähes nolasta noin arvoon 0,3 ml/min ollen kuitenkin kummassakin reaktorissa jatkuvasti yhtenevällä tasolla. Tukiainetta sisältäneessä reaktorissa 4 hiilidioksidin tuotanto oli toisen vaiheen alussa yli 50 % korkeampi kuin reaktorissa 3 (kuva 5.3). Reaktorin 4 CO₂-tuotto alkoi kuitenkin laskea noin 3 viikon jälkeen ja reaktorin 3 tuotto pysyi 7 viikon jälkeen sitä korkeammalla tasolla. Kahdella viimeisellä näytteenotokerralla reaktorin 3 CO₂-tuotto oli 35–39 % korkeampi kuin reaktorin 4. Kumulatiivinen hiilidioksidintuotto kokeen lopussa oli reaktorissa 3 noin 2 % pienempi kuin reaktorissa 4.



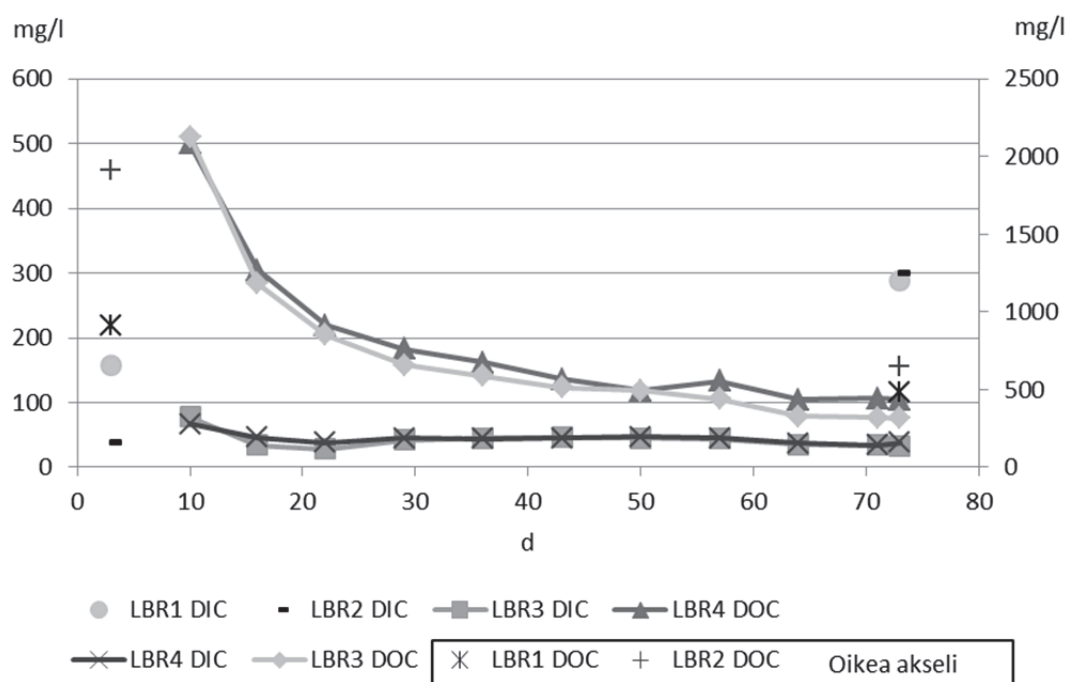
Kuva 5.2. Kumulatiivinen metaanintuotto reaktoreiden anaerobisen operoinnin aikana.



Kuva 5.3. Hiilidioksidin tuotto (ml/min) ilmastetuissa reaktoreissa.

Liuenneen orgaanisen hiilen pitoisuus anaerobisten reaktoreiden suotonesteissä oli koejakson lopussa reaktorissa 1 noin 47 % ja reaktorissa 2 noin 66 % alhaisempi kuin alussa (kuva 5.4). DOC:n määrä oli sekä alussa että lopussa korkeampi reaktorissa 2, johon oli lisätty jätevedenpuhdistamon lietettä. Alussa reaktorin 2 DOC-pitoisuus oli

1915 mg/l eli yli kaksinkertainen reaktoriin 1 verrattuna (reaktorissa 1 pitoisuus 915 mg/l). Lopussa reaktorin 2 suotonesteen pitoisuus oli 648 mg/l, noin kolmanneksen reaktoria 1 korkeampi. Liuenneen epäorgaanisen hiilen pitoisuudet olivat koejakson lopussa 85 % (reaktori 1) ja 669 % (reaktori 2) alkua korkeammat. Lisäksi DIC:n määrä oli aluksi noin nelinkertainen reaktorissa 1 verrattuna reaktoriin 2, mutta lopussa reaktorin 2 suotonesteessä pitoisuus oli 4,5 % korkeampi. Alussa liukoisien epäorgaanisen hiilen osuus liuenneen hiilen kokonaismäärästä oli 3–15 % ja lopussa 32–37 %.

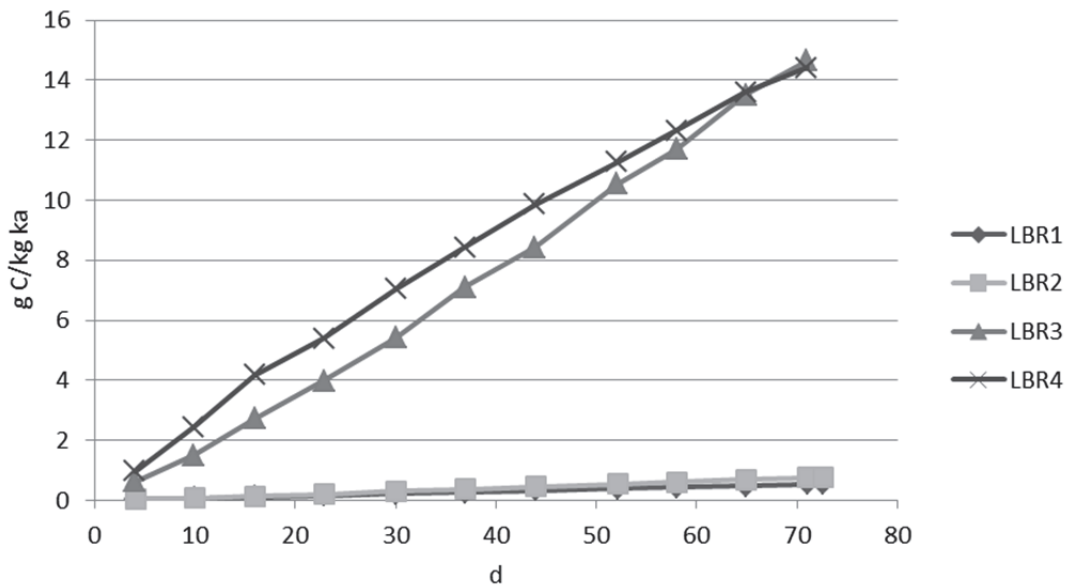


Kuva 5.4. Suotonesteen liuenneen epäorgaanisen (DIC) ja orgaanisen (DOC) hiilen pitoisuudet.

Ilmastettujen reaktoreiden suotonesteen DOC:n pitoisuus laski ilmastuksen ajan (kuva 5.4). Alussa DOC-pitoisuudet olivat samalla tasolla (noin 500 mg/l), mutta reaktorin 3 suotonesteessä pitoisuus laski nopeammin ja oli kokeen lopussa noin 27 % alhaisempi kuin reaktorin 4. Lopussa reaktorin 3 suotonesteen DOC oli laskenut noin 85 % alun arvosta, ollen noin 76 mg/l. Reaktorilla 4 vähenemä oli noin 79 % ja pitoisuus lopussa noin 104 mg/l. DIC-pitoisuudet olivat ensimmäisten 10 vuorokauden jälkeen korkeimmillaan (reaktorissa 3 pitoisuus 7,8 mg/l ja reaktorissa 4 pitoisuus 6,7 mg/l), mutta ensimmäisten 2 viikon jälkeen laskua ei enää tapahtunut, vaan pitoisuus pysyi molemmissa reaktoreissa tasolla 2,9–4,6 mg/l.

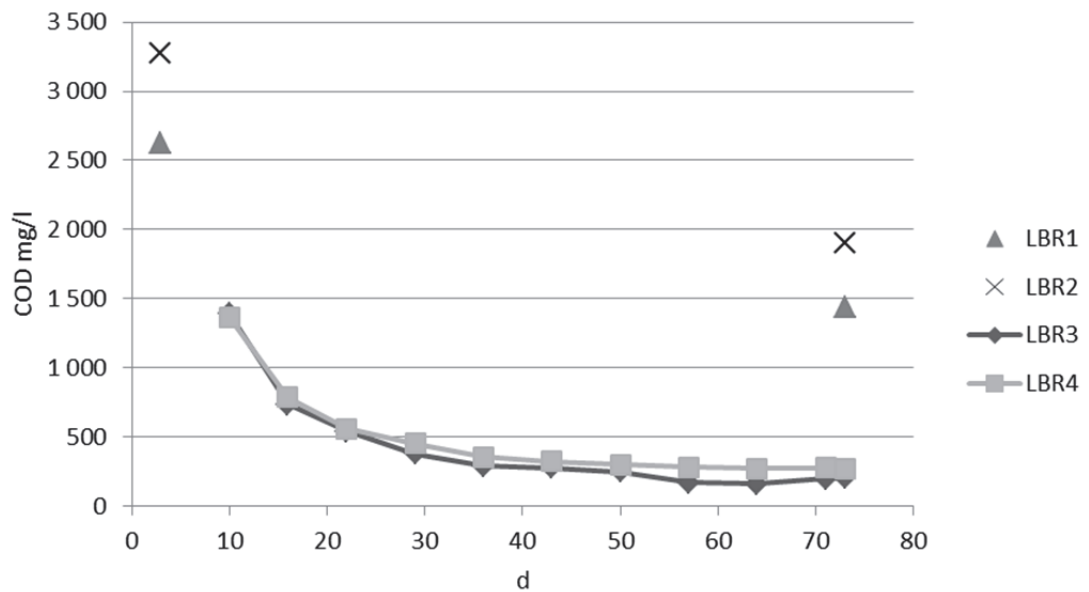
Metaanin ja hiilidioksidin tuotosta sekä suotonesteen DOC:sta yhdistetty kumulatiivinen orgaanisen hiilen poistumat olivat anaerobisissa reaktoreissa 0,54 g C/kg ka (LBR1, lisätty vettä) ja 0,76 g C/kg ka (LBR2, lisätty mädättämölietettä) (kuva 5.5). Tästä noin 55 % oli hiilidioksidina ja 38–44 % metaanina. Metaanina poistuvan hiilen osuus kasvoi kokeen aikana ja oli loppuvaiheessa yli puolet kaasufaasissa poistuvasta hiilestä. Reaktorissa 1 suotonesteen DOC:n osuus orgaanisen hiilen poistumasta oli 9 %

ja reaktorissa 2 alle 2 %. Ilmastetuista reaktoreista orgaanisen hiilen poistuma oli 14,4–14,6 g C/kg ka. Tästä yli 97 % oli hiilidioksidina ja loput suotonesteen DOC:na.



Kuva 5.5. Kumulatiivinen orgaanisen hiilen poistuma reaktoreista toisen vaiheen aikana.

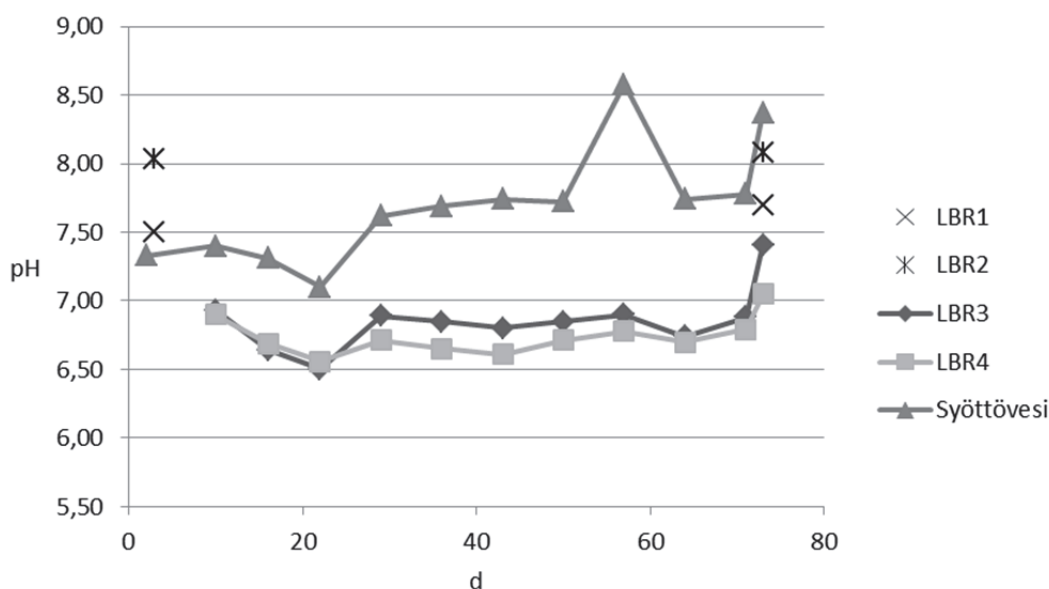
Suotonesteen kemiallinen hapenkulutus oli alussa reaktorissa 1 noin 2600 mg/l ja reaktorissa 2 noin 3300 mg/l (kuva 5.6). COD-arvot olivat lopussa noin 1400 mg/l (reaktori 1) ja 1900 mg/l (reaktori 2). Alenema kokeen aikana oli kummassakin anaerobisessa reaktorissa välillä 42–45 %.



Kuva 5.6. Suotonesteen kemiallinen hapenkulutus (mg/l).

Myös ilmastetuissa reaktoreissa COD laski selvästi toisen vaiheen edetessä (kuva 5.6). Ensimmäisen suotoneste-erän arvot olivat molemmissa reaktoreissa hieman alle 1400 mg/l ja lopussa 200–270 mg/l. Lasku oli nopeampaa alussa ja hidastui vähitellen. COD-arvot olivat molemmissa reaktoreissa samankaltaiset viikolle 8 saakka, eron ollessa tyypillisesti alle 15 %. Suurimmat erot olivat viikosta 9 alkaen, minä aikana reaktorin 3 kemiallinen hapenkulutus oli noin 25–40 % alhaisempi kuin reaktorin 4.

Ilmastettujen reaktoreiden suotoveden pH oli kokeen ajan lähellä neutraalia, vaihdellen välillä 6,5–7,5 (kuva 5.7). Reaktoreihin syötetyn hanaveden pH oli välillä 7,1–7,8 lukuun ottamatta loppua ja yhdeksättä tutkimusviikkoa, jolloin pH oli noin 8,5. Suotoveden pH-arvo myös noudatteli syöttöveden pH-arvon muutoksia. Suotoveden pH oli molemmissa reaktoreissa samalla tasolla kokeen ajan. Anaerobisten reaktoreiden suotonesteen pH oli ilmastettuja korkeampi, reaktorissa 1 alussa 7,5 ja lopussa 7,7, reaktorissa 2 alussa 8,03 ja lopussa 8,08.

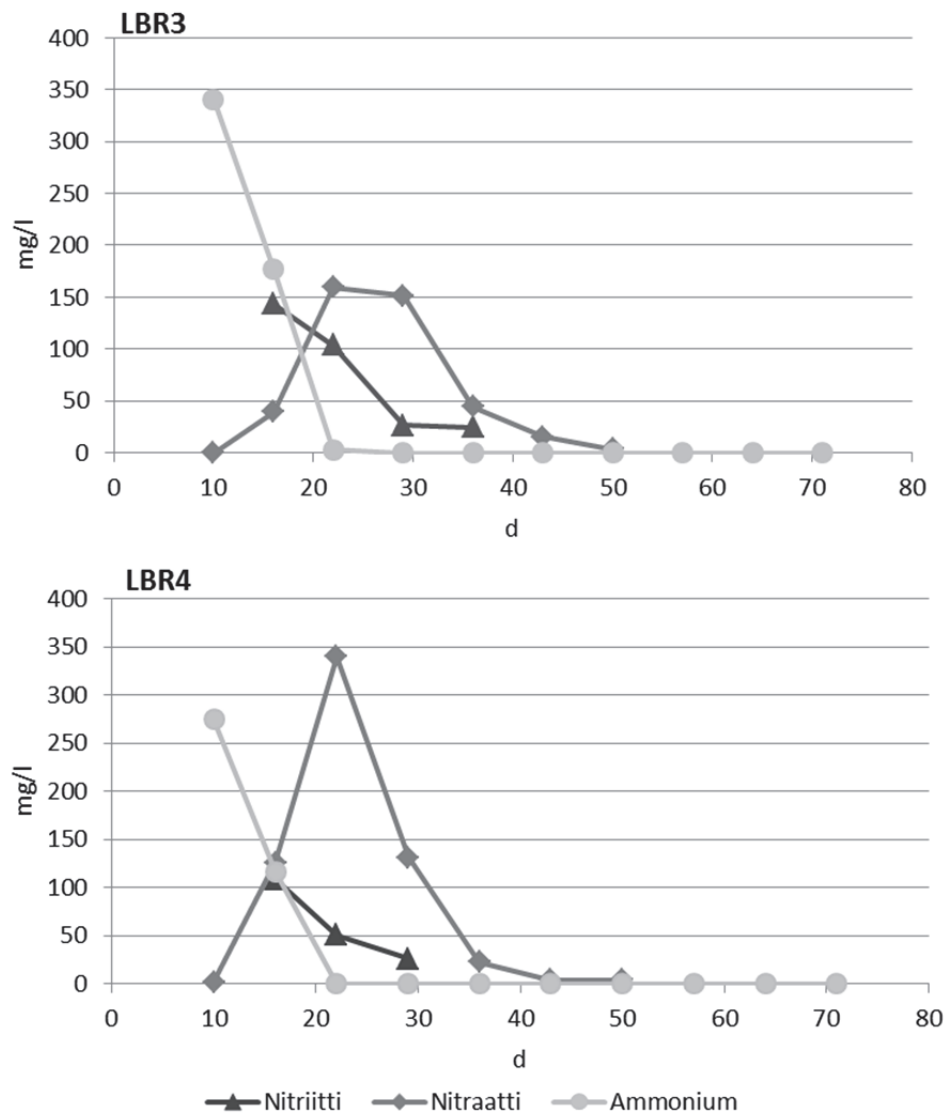


Kuva 5.7. Syöttöveden ja suotonesteiden pH-arvot kokeen aikana.

Ammoniumtypen pitoisuus ilmastettujen reaktoreiden suotovesissä laski nopeasti (kuva 5.8). Ensimmäisessä suotovesierässä NH_4^+ -N-pitoisuudet olivat noin 340 mg/l (reaktori 3) ja 270 mg/l (reaktori 4). Kaksi viikkoa myöhemmin pitoisuus oli laskenut reaktorissa 3 arvoon 2,8 mg/l ja reaktorissa 4 alle pitoisuuden 1 mg/l. Ammoniumtypen pitoisuudet ilmastetuissa reaktoreissa olivat myöhemmin jatkuvasti alle 1 mg/l. Anaerobisten reaktoreiden suotonesteen ammoniumtypen pitoisuudet olivat alun suotoneste-erässä noin 200 mg/l (reaktori 1) ja 220 mg/l (reaktori 2), eli alhaisemmat kuin ilmastetuissa. Lopun suotoneste-erässä vastaavat pitoisuudet olivat selkeästi alkua korkeammat, noin 650 mg/l ja 490 mg/l.

Ilmastettujen reaktoreiden suotonesteen nitriittipitoisuus oli korkeimmillaan noin kaksi viikkoa ja nitraattipitoisuus noin kolme viikkoa ilmastuksen aloittamisen jälkeen

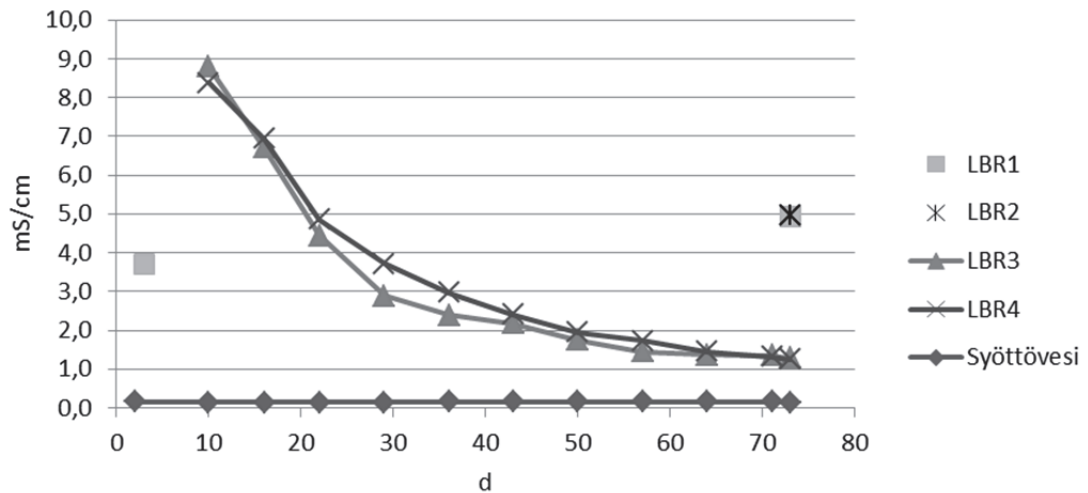
(kuva 5.8). Tukiainetta sisältäneen reaktorin 4 suotonesteessä nitraatin pitoisuus oli kolmen viikon jälkeen 340 mg/l ja reaktorissa 3 noin 160 mg/l. Nitriittipitoisuus kahden viikon jälkeen oli korkeampi reaktorin 3 suotonesteessä, noin 140 mg/l, kun se reaktorin 4 suotonesteessä oli alle 110 mg/l. Noin 2 viikkoa sen jälkeen kun ammoniumpitoisuus laski lähelle nollaa, nitriitin pitoisuus oli kummankin reaktorin suotonesteessä enää alle 30 mg/l. Viikko tämän jälkeen (36 vrk ilmastuksen aloittamisesta) nitraattipitoisuudet oli reaktorissa 3 noin 23 mg/l ja reaktorissa 4 noin 45 mg/l. Kahden viikon jälkeen vastaavat pitoisuudet olivat 4 mg/l ja 15 mg/l.



Kuva 5.8. Suotonesteen typpiyhdisteiden pitoisuudet ilmastuksen aikana.

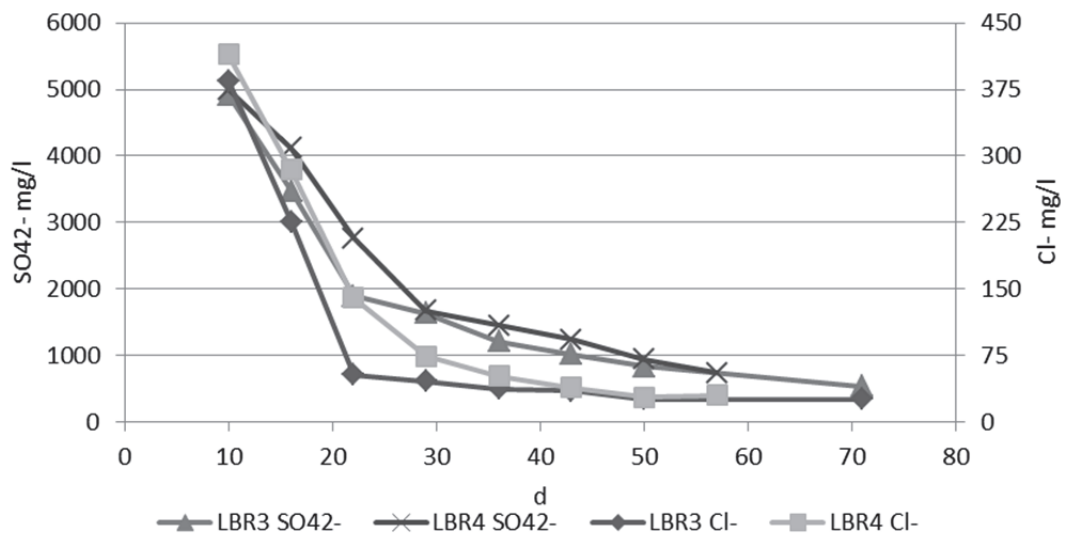
Ilmastettujen reaktoreiden suotoveden sähkönjohtokyky laski kokeen edetessä (kuva 5.9). Alussa arvot olivat välillä 8–9 mS/cm ja kokeen puolessavälissä (noin 36 vrk kohdalla) enää 2–3 mS/cm. Kokeen lopussa kummankin reaktorin suotonesteen sähkönjohtokyky oli noin 1,3 mS/cm. Reaktoreiden syöttöveden sähkönjohtokyky oli koko ajan noin 150 μ S/cm eli alhainen verrattuna suotoveteen. Anaerobisista reaktoreista reaktorin

1 suotoveden sähkönjohtokyky oli alussa 3,7 mS/cm. Alussa reaktorin 2 suotovedestä ei pystytty mittaamaan sähkönjohtokykyä johtuen nesteen liian vähäisestä määrästä. Lopussa anaerobisten reaktoreiden suotonesteiden johtokyky oli välillä 4,9–5,0 mS/cm.



Kuva 5.9. Syöttöveden ja suotonesteiden sähkönjohtokyky (mS/cm).

Ilmastettujen reaktoreiden suotonesteen sulfaattipitoisuudet olivat alussa hieman alle 5000 mg/l (kuva 5.10). Tukiainetta sisältäneen reaktorin 4 suotovedessä pitoisuuden lasku oli alussa hitaampaa kuin reaktorin 3 suotovedessä, mutta noin 30 d jälkeen pitoisuudet olivat jälleen lähes yhtä suuret. Sulfaattipitoisuudet olivat lopussa välillä 530–740 mg/l.



Kuva 5.10. Suotonesteen sulfaatin ja kloridin pitoisuudet ilmastetuissa reaktoreissa.

Kloridipitoisuus oli ensimmäisessä suotoneste-erässä noin 285 mg/l reaktorin 3 suotonesteessä ja noin 30 mg/l korkeampi reaktorin 4 suotonesteessä (kuva 5.10). Reaktorin 3 suotonesteessä Cl⁻-pitoisuus laski nopeammin ja oli noin 20 d jälkeen 53 mg/l, kun

reaktorissa 4 pitoisuus oli 140 mg/l. Ero kuitenkin tasoittui loppua kohden, ja 50 d jälkeen pitoisuus oli kummankin reaktorin suotonesteessä 25–28 mg/l.

6 TULOSTEN TARKASTELU

Tulosten tarkastelussa tulee huomioda, että tutkittu hienoaines oli peräisin hyvin epähomogeenisesta jättemateriaalista. Vaikka ainesnäytteitä sekoitettiin, niiden ominaisuudet saattoivat vaihdella suuresti myös sekoitetun materiaalin eri kohdissa. Saadut tulokset eivät välttämättä edusta näytteiden keskimääräisiä ominaisuuksia, mutta niitä voidaan käyttää arvioitaessa kaatopaikan hienoainekselta odotettavia ominaisuuksia.

6.1 Hienoaineksen ominaisuudet

Raekokojakauman määrittämisen perusteella hienoaines vastasi kaikissa pisteissä hiekaista soraa tai soraa sekä ISO-luokituksen että vanhemman geoteknisen luokituksen mukaan (Korhonen et al. 2005, SFS-EN ISO 14688-2 2005). Hienoaines on raekoon perusteella lisäksi routimatonta (Tiehallinto 2004, Liikennevirasto 2012), mikä edistää sen hyödyntämistä maanrakentamisessa. Materiaalin seulonta kosteana saattoi kuitenkin vaikuttaa tuloksiin pienentäen hienojakoisimman aineksen osuutta, sillä kosteassa maassa osa hienosta materiaalista tarttuu suurempien partikkelien pinnalle tai toisiinsa. Raekokojakaumat ovat samankaltaisia kuin Hoglandin et al. (2004) Måsalycken kaatopaikan hienoaineksesta määrittämät, joskin Lohjan hienoaineksessa alle 1 mm aineksen osuus oli pienempi.

Orgaanisen aineksen osuus hienoaineksesta vaihteli huomattavasti riippuen siitä, käytettiinkö mittarina hehkutushäviön vai orgaanisen hiilen määrää. Esimerkiksi näytepisteessä 1.3 hehkutushäviön osuus kuiva-aineesta oli keskimäärin 24 %, mutta orgaanisen hiilen pitoisuus vain 8 %. Erot olivat samansuuntaisia myös muissa pisteissä sekä aiemmissa tutkimuksissa (Kurian et al. 2003, Quaghebeur et al. 2013). Suurin maantäytössä sallittu orgaanisen aineksen pitoisuus on 10 % massasta (Vna 332/2013), joten mittaustavasta johtuvalla erolla on merkitystä hyödyntämismahdollisuuksien kannalta. TOC-pitoisuus oli Lohjan muissakin näytepisteissä alle edellä mainitun raja-arvon, minkä lisäksi se oli alhaisempi kuin kirjallisuuslähteissä raportoitujen arvojen mediaani (8,7 %).

Lohjan hienoaineksesta tutkittujen metallien pitoisuudet alittivat maanrakentamisessa käytettävälle tuhkalta asetetut raja-arvot (VNa 591/2006, kts. taulukko 2.3) lukuun ottamatta kuparia ja lyijyä, joiden pitoisuudet ylittyivät yhdessä näytepisteessä. Hienoaineksen yleisin alkuaine oli pii, jonka pitoisuus ei kuitenkaan yltänyt maaperän taustapitoisuuden tasolle. Suuri piin osuus kertoo maa-aineksenkaltaisuudesta; pii on maankuoren toiseksi yleisin alkuaine ja sen muodostamat silikaattimineraalit ovat maankuoren yleisimpiä mineraaleja (Encyclopædia Britannica 2014). Kalsiumin, kuparin ja nikkelin pitoisuudet ylittivät maaperän taustapitoisuudet kaikissa näytepisteissä, minkä

lisäksi kloorin ja lyijyn pitoisuudet ylittivät taustapitoisuudet useimmissa näytepisteissä. Esimerkiksi kuparin ja nikkelin taustapitoisuudet olivat matalampia kuin tässä tutkimuksessa käytetty määrittystarkkuus. Piin sekä useimmin taustapitoisuudet ylittävien aineiden käyttökohteita on esitelty taulukossa 6.1. Osassa pisteistä taustapitoisuuden ylittivät myös bariumin, kromin, fosforin, rikin, titaanin, sinkin ja zirkoniumin pitoisuudet.

Taulukko 6.1. Esimerkkejä hienoaineksessa runsaiden tai selvästi maaperän taustapitoisuudet ylittävien alkuaineiden päätymsireiteistä kaatopaikoille.

	Päätyminen kaatopaikoille	Lähteet
Si	Maa-aines, betoni, sementti, lasi, silikoni- ja elektroniikkatuotteet, metalliseokset, energiantuotannon tuhkat	LANL (2014b), Korpijärvi et al. (2009)
Ca	Kipsi, kalkki (laasti, sementti, kalkkimaali, vedenpuhdistus), energiantuotannon tuhkat	Amjad (1988), SMA Mineral (2014), Korpijärvi et al. (2009)
Cu	Sähkö- ja elektroniikkatarvikkeet, rakennusmateriaali, energiantuotannon tuhkat	Aalco Metals Ltd. (2014), Korpijärvi et al. (2009)
Zn	Metalliseokset, akut, maalit, kosmetiikka, sähkölaitteet, energiantuotannon tuhkat	LANL (2014c), Korpijärvi et al. (2009)
Ni	Ruostumattomat teräkset, metalliseokset, sähkölaitteet, energiantuotannon tuhkat	U.S. Geological Survey (2014), Korpijärvi et al. (2009)
Cl	Muovit (erityisesti PVC), tekstiilit, paperi, liuottimet, maalit, energiantuotannon tuhkat	Penque (2007), LANL (2014a), Korpijärvi et al. (2009)
Pb	Akut, kaapelit, luodit ja haulit, väriaineet, maalit, energiantuotannon tuhkat	TTL (julkaisuvuosi ei tiedossa), Korpijärvi et al. (2009)

Valtioneuvosto on asettanut kynnyksarvot, joista jonkin ylittyessä on arvioitava maaperän pilaantuneisuus ja puhdistustarve. Lisäksi ovat ohjearvot, joiden ylittyessä maaperää pidetään yleensä pilaantuneena, ellei arvioinnista muuta johdu. Ylemmät ohjearvot koskevat alueita, joita käytetään teollisuus-, varasto- tai liikennealueina. Alemmat ohjearvot koskevat muita alueita. (VNa 214/2007.)

Kromin, kuparin ja sinkin pitoisuudet ylittivät ylemmän ohjearvon joissakin näytepisteissä, mikä vaikeuttaa hienoaineksen hyödyntämistä maanrakentamisessa. Lisäksi nikkelin ja lyijyn pitoisuudet ylittivät alemman ohjearvon kahdessa pisteessä. Kaikki ohjearvoja ylittävät metallien ja puolimetallien pitoisuudet olivat näytepisteissä 1.2, 1.3 ja 2, joten näytepisteiden 3, 4.1 ja 4.2 hienoaineksen hyödyntäminen olisi tältä osin helppoa. Asetuksessa annettujen ohjearvojen ylittyminen ei välttämättä estä hienoaineksen käyttöä maanrakentamisessa, sillä pilaantuneisuuden arviointi perustuu maaperässä olevien aineiden aiheuttamaan vaaraan tai haittaan (VNa 214/2007). Mikäli pystytään osoittamaan, etteivät haitta-aineet esimerkiksi pääse liukenemaan merkittävässä määrin eikä niille altistuminen ole todennäköistä, on käytölle mahdollista saada ympäristölupa.

Hienoaineksesta määritettyjen metallien, anionien ja orgaanisen hiilen liukoisuuksista sulfaatin liukoisuus ylitti kahden näytepisteen osalta pysyvän jätteen kaatopaikalle asetetun raja-arvon. Sulfaattipitoisuuden alentaminen hienoaineksessa olisi siis joissakin

tapauksissa tarpeen pysyvän jätteen kaatopaikalle sijoittamista varten. Lisäksi antimonin liukoisuus sivusi raja-arvoa yhden näytepisteen hienoaineksessa. Kaatopaikkojen hienoaineksen sallituille liukoisuuksille maanrakentamisessa ei ole omia raja-arvoja. Valtioneuvoston asetus eräiden jätteiden hyödyntämisestä maarakentamisessa asettaa kuitenkin sallitut liukoisuudet kivihiiilen, turpeen ja puuperäisen aineksen polton lentotuhkille ja pohjatuhkille maanrakennuskäytössä (VNa 591/2006, kts. taulukko 2.3). Peitetyn rakenteen osalta sallitut liukoisuudet vastaavat pysyvän jätteen kaatopaikalle sijoitettavalle materiaalille asetettuja. Päälystetyn rakenteen osalta sallitut liukoisuudet ovat yhtä suuria tai korkeampia, ja sulfaatin suurin sallittu liukoisuus on 10000 mg/l (VNa 591/2006), eli korkeampi kuin mistään Lohjan hienoaineksesta mitattu.

Lohjan hienoaineksesta tutkittujen orgaanisten haitta-aineiden osalta suurimman ongelman muodostivat raskaat öljyhiilivetyjakeet. Pisteitä 1.1 ja 3 lukuun ottamatta öljyhiilivetyfraktion C21–C40 pitoisuus hienoaineksessa ylitti 600 mg/kg ka, mikä on alempi ohjearvo maaperän pilaantuneisuuden arvioinnissa (taulukko 5.2, VNa 214/2007). Ohjearvon ylittymisen takia maaperän pilaantuminen ja puhdistustarve tulisi arvioida (VNa 214/2007). Teollisuusalueilla ja vastaavilla alueilla kyseinen raja on 2000 mg/kg ka (VNa 214/2007), joten hienoaineksen pitoisuuksia vastaavat määrät eivät tekisi teollisuusalueen maaperästä välttämättä pilaantuneeksi arvioitavaa. Öljyhiilivetyjen määrä hienoaineksessa vaikeuttaisi myös kaatopaikkasijoittamista, sillä pitoisuudet ylittivät myös pysyvän jätteen kaatopaikalle sijoitettavalle materiaalille sallitun arvon 500 mg/kg ka (VNa 331/2013). Lannoitevalmisteiden laadun kriteereissä ei ole mukana orgaanisia haitta-aineita, joten ne eivät suoraan estä hienoaineksen käyttöä. Vastuu hienoaineksen myötä peltoon mahdollisesti kertyvistä haitta-aineista olisi siten viljelijöillä (MTK 2013), joille tästä aiheutuva riski luultavasti vähentäisi halukkuutta hienoaineksen käyttöön.

Öljyhiilivedyt olivat ainoa maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin alemman ohjearvon tai pysyvän jätteen kaatopaikalle hyväksymisen raja-arvon ylittävä yhdisteryhmä. Muut haitta-aineet jäivät selkeästi annetuista raja-arvoista. Lähimmäksi raja-arvoa ylsi PCB-yhdisteiden (polyklooratut bifenyylit) summapitoisuus, joka jäi vain noin 10 % alemman ohjearvon alapuolelle pisteessä 1.3. Maaperän pilaantuneisuuden arvioinnin kynnysarvo 0,1 mg/kg ka ylittyikin PCB-yhdisteiden summapitoisuuden osalta pisteissä 1.1 ja 1.3. Lisäksi pisteestä 2 mitatut polyaromaattisten hiilivetyjen (PAH-yhdisteet) fluoranteeni ja bentso(a)pyreeni pitoisuudet ylittivät niille asetetun kynnysarvon. PAH-yhdisteiden summapitoisuus ei kuitenkaan noussut pilaantuneen maan ohjearvojen tai kynnysarvon taikka pysyvän jätteen kaatopaikan raja-arvon tasolle.

Lohjan hienoaineksen ravinnepitoisuudet olivat samaa tasoa kuin Ruotsissa Måsa-lycken kaatopaikan hienoaineksesta mitatut arvot (Hogland et al. 2004). Nonthaburista, Thaimaasta mitatut typen ja fosforin pitoisuudet olivat korkeampia, typpeä Nonthaburin hienoaineksessa oli 9 g/kg ka ja fosforia 7 g/kg ka (Prechthai et al. 2008).. Syynä voivat olla erot Pohjois-Euroopan ja Koillis-Aasian maiden kulutustottumuksissa ja kaatopaikkatoiminnassa sekä ilmasto-oloissa. Lohjan hienoaineksen fytotoksisuus ei useimmissa

tapauksissa estäisi käyttöä maanparannusaineena. Maanparannusaineiden markkinoinnille kasvualustan raaka-aineena asetettu raja fytotoksisuusindeksille on 80 % (MMMa 24/11 Vain näytepisteen 2 hienoaineksen juurenpituusindeksinä määritetty itävyys alitti 80 % (itävyys 57 %). Kaatopaikan epähomogeenisyydestä kertoo myös se, että pisteen 1.3 hienoaineksessa itävyys oli 100 %.

6.2 Stabilointi

Ilmastus ei vähentänyt hehkutushäviönä mitattua orgaanisen aineksen määrää, mutta aiheutti anaerobista käsittelyä merkittävästi suuremman orgaanisen hiilen poistuman. Kumulatiivinen orgaanisen hiilen poistuma ilmastetuista reaktoreista oli noin 14,5 g C/kg ka noin 10 viikon aikana eli noin 19-kertainen verrattuna anaerobiseen reaktoriin, johon lisättiin mädättämölietettä (poistuma 0,76 g C/kg ka) ja noin 27-kertainen verrattuna anaerobiseen reaktoriin ilman mädättämölietettä (poistuma 0,54 g C/kg ka). Tukiaineen lisääminen ei vaikuttanut poistuvan hiilen lopulliseen määrään. Hienoainesseoksen laskennallinen TOC-pitoisuus oli 4,9 % ka eli 49 g C/kg ka (eri näytepisteistä mitattujen TOC-pitoisuuksien keskiarvo painotettuna sekoitussuhteen mukaisesti). Yhdyskuntajätteen kaatopaikan TOC-sisällöstä 30–40 % on hajovaa (Ehrig 1994, Prantl et al. 2006 mukaan), mikä vastaa tässä tapauksessa 15–20 g C/kg ka. Tämän perusteella suurin osa aerobisten reaktoreiden hajoamiskelpoisesta TOC:sta olisi hajonnut kokeen aikana. Pelkän hienoaineksen TOC-sisällöstä suurempi osa voi kuitenkin olla hajoavaa kuin koko jätetäytön TOC:sta. Aerobisten reaktoreiden hiilidioksidintuotossa ei ollut kokeen aikana havaittavissa merkittävää hidastumista, minkä perusteella hajoavaa ainesta oli vielä jäljellä.

Hehkutushäviö oli kaikissa reaktoreissa suurempi lopussa kuin alussa. Orgaanisen aineksen määrän reaktoreissa ei kuitenkaan pitäisi olla kasvanut, kuten hiilen poistumasta voidaan päätellä, vaan hehkutushäviön kasvu kertoi materiaalin epähomogeenisyydestä ja näytteiden epäedustavuudesta. Useampien rinnakkaisten mittauksen tekeminen olisi parantanut tulosten luotettavuutta. Se olisi kuitenkin vaatinut enemmän hienoainesta, mikä olisi vaikeuttanut muiden määritysten suorittamista. Hehkutushäviön pysyminen samalla tasolla ei tarkoita, ettei materiaali olisi stabiloitunut. Esimerkiksi Prantl et al. (2006) raportoivat materiaalin kaasuntuottopotentialina mitatun reaktiivisuuden laskeneen ilmastuksen seurauksena yli 98 % huolimatta verrattain pienestä orgaanisen hiilen vähenemästä.

Tässä tutkimuksessa orgaanisen aineksen määrää arvioitiin hehkutushäviön avulla, kun kirjallisuuslähteissä on käytetty TOC-pitoisuutta, mikä hankaloittaa tulosten vertailua. Aiemmissa tutkimuksissa on kuitenkin havaittu ilmastuksen vähentävän hienoaineksen orgaanisen hiilen määrää anaerobista käsittelyä tehokkaammin. Hrad et al. (2013) raportoivat optimiolosuhteissa 25–30 % vähenemän orgaanisen hiilen määrässä. Raga & Cossu (2013) saavuttivat noin 10 % TOC-vähenemää ja Prantl et al. (2006) 10–25 % vähenemän. Kaikissa edellä mainituissa tutkimuksissa ilmastus ja veden lisäys olivat huomattavasti alhaisemmalla tasolla kuin tässä tutkimuksessa. Ilmastusnopeus

muissa tutkimuksissa oli 0,025–0,081 l/h/kg (Prantl et al. 2006, Hrad et al. 2013, Raga & Cossu 2013) ja tässä tutkimuksessa noin 1 l/h/kg. Reaktoreihin lisättävän veden määrä oli vertailtavissa tutkimuksissa 8,5–34 ml/vk/kg (Prantl et al. 2006, Hrad et al. 2013, Raga & Cossu 2013) ja tässä tutkimuksessa noin 167 ml/vk/kg. Suurempi ilmastusnopeus ja veden määrä aiheuttivat nopeamman hiilen poistumisen. Lohjan hienoaineksesta 71 vuorokauden ilmastuksen aikana poistuneen hiilen määrä oli noin 14 g C/kg ka. Prantl et al. (2006) saavuttivat saman tason 513 vuorokauden ilmastuksen jälkeen käyttäessään noin 95 % pienempää vesimäärää ja noin 92 % pienempää ilmastusnopeutta. Lisättävän veden määrän kolminkertaistaminen ja ilmastusnopeuden kasvattaminen noin 2,5-kertaiseksi lyhensivät samaan hiilen poistumaan vaadittavan ajan noin 340 vuorokauteen. Ilmastusnopeuden ja veden lisäyksen kasvattaminen ei välttämättä tarkoita nopeampaa hiilen poistumista. Ragan & Cossun (2013) käyttämä veden lisäys oli noin 25 ml/vk/kg ka ja ilmastusnopeus noin 0,1 l/h/kg ka, jolloin saavutettu poistuma oli 9–12 g C/kg ka Prantlin et al. (2006) tutkimuksessa noin 50 % pienemmällä veden lisäyksellä ja noin 20 % pienemmällä ilmastusnopeudella saavutettiin 14,5 g C/kg ka poistuma. Ilmastetuissa reaktoreissa suotonesteen laatu parani selkeästi COD:n ja DOC:n sekä liuenneiden anionien määrän vähentyessä. Sekä suotonesteen COD että DOC lasivat noin 80–85 % 73 vuorokauden ilmastuksen aikana. Pitoisuuksien lasku johtuu osaksi ilmastuksesta ja osaksi yhdisteiden poistumisesta suotonesteen mukana. Sulfaatin osalta pitoisuus väheni noin 85–90 % ja kloridin noin 93 %. Suolojen määrän väheneminen oli nähtävissä myös suotonesteen sähkönjohtokyvyn laskuna, joka oli molemmissa ilmastetuissa reaktoreissa noin 85 %. Tutkituista anioneista fosfaattia ei havaittu lainkaan. Johtuen korkeista sulfaattipitoisuuksista suotonestettä jouduttiin kuitenkin laimentamaan ensimmäisten näytteiden osalta suhteessa 1:50, jolloin mahdollinen fosfaattipitoisuus on voinut laimentua alle määrittämissä. Suuret laimennokset hankaloittivat myös nitriitin mittausta.

Erityisesti ammoniumtyypen pitoisuus suotonesteessä laski nopeasti ilmastuksen seurauksena ja oli alle kuukauden ilmastuksen jälkeen pysyvästi alle 1 mg/l, vähenemän ollessa tällöin molemmissa ilmastetuissa reaktoreissa yli 99,6 %. Suotonesteen nitriitti- ja nitraattipitoisuuksien kasvaminen NH_4^+ -pitoisuuden laskiessa viittaavat ilmastuksen seurauksena tapahtuneeseen nitrifikaatioon. Nitrifikaation seurauksena vesieliöille haitallinen ammoniumtyppi vähenee ja suotonesteen hapenkulutus pienenee. Tällä on merkitystä etenkin, jos hienoaineksen mahdollinen käyttökohde sijaitsee vesistön lähellä ja on mahdollista, että liukenevia yhdisteitä pääsee veteen. Noin 7 viikon ilmastuksen jälkeen myös NO_2^- - ja NO_3^- -pitoisuudet suotonesteessä olivat laskeneet lähelle nollaa. Tyypen poistuminen oli nähtävissä myös ravinnepitoisuuksissa, sillä liukoisen typen määrä anaerobisten reaktoreiden hienoaineksesta oli kokeen lopussa noin viisinkertainen verrattuna ilmastettuihin.

Ilmastuksen on raportoitu nopeuttavan suotonesteen kemiallisen hapenkulutuksen laskua, mutta jlmastusnopeuden vaikutus COD:n vähentymiseen ei vaikuta olevan merkittävä. Raga & Cossu (2013) saavuttivat jopa noin 80 % vähenemän noin 100 d ilmastuksella käyttäessään yli 90 % pienempää ilmastusnopeutta kuin tässä tutkimuksessa

käytetty. Myös Prantl et al. (2006) käyttivät yli 90 % pienempää ilmastusnopeutta ja saavuttivat 125 vuorokaudessa jopa 90 % vähenemän suotonesteen COD:ssä. Prantl et al. (2006) myös raportoivat ilmastusnopeuden aiheuttavan eroa lähinnä ilmastuksen alussa, jolloin suurempi ilmamäärä aiheuttaa nopeamman laskun COD:ssa. Anaerobisissa oloissa COD ei kuitenkaan laske yhtä nopeasti (Prantl et al. 2006). Suuremman läpi suotautuvan veden määrän on havaittu vaikuttavan COD:n määrään käsittelyn jälkeen ilmastusnopeutta enemmän (Prantl et al. 2006). Raga & Cossu (2013) raportoivat myös suotonesteen ammoniumtypen vähenevän tehokkaasti ilmastamalla. Käytetystä huomattavasti pienemmästä ilmastusnopeudesta johtuen pitoisuuden lasku oli hitaampaa ja lähelle nollaa pitoisuus laski vasta yli sadan vuorokauden jälkeen (Raga & Cossu 2013). Myös Hrad et al. (2013) saavuttivat määritysrajan alittavan pitoisuuden 6 viikon ilmastuksen jälkeen käyttäessään ilmastusnopeutta, joka oli 2,5 % tässä tutkimuksessa käytetyssä ja vedenlisäystä, joka oli 6 % tässä käytetystä.

Ilmastus ei vähentänyt hienoaineksen sisältämien öljyhiilivetyjen määrää. Kokeen lopussa ilmastettujen reaktoreiden hienoaineksen raskaiden öljyhiilivetyjen (>C₂₁–C₄₀) pitoisuus oli 42–52 % korkeampi kuin täyttöseoksen. Anaerobisissa reaktoreissa pitoisuudet olivat 66–130 % alkua korkeampia. Koska reaktoreihin ei kokeen aikana päässyt öljyhiilivetyjä, tulokset kertovat materiaalin heterogeenisyydestä ja edustavan näytteenoton ongelmallisuudesta. Tulosten perusteella ilmastus ei ole sopiva keino öljypitoisuuksien pienentämiseen. Öljyhiilivedyillä pilaantuneen maan tavallinen puhdistuskeino on kuitenkin ilmastus/kompostointi (Männynsalo 2009), joten näytteiden huono edustavuus oli luultavasti osasyyn tuloksiin. Kokeen lopussa mitatut öljyhiilivetyjen pitoisuudet olivat kaikissa reaktoreissa niin korkeita, ettei käsitelty hienoaines täyttäisi pysyvän jätteen kaatopaikalle sijoitettavan materiaalin kriteereitä (VNa 331/2013), minkä lisäksi maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnin alempi ohjearvo raskaille öljyjakeille ylittyy (VNa 214/2007).

7 JOHTOPÄÄTÖKSET

Aerobinen käsittely poistaa hienoaineksesta orgaanista hiiltä anaerobista käsittelyä tehokkaammin. Orgaanisen hiilen kokonaismäärää voidaan alentaa 29 % noin 2,5 kk:n aerobisella käsittelyllä (syötetyn ilman määrä 3,7–4,3 m³/kg ka, L/S-suhde noin 3 l/kg ka). Anaerobisten reaktoreiden orgaanisen hiilen vastaava vähenemä on ilman mädättämölietesiirrosta 1,1 % ja siirroksen kanssa noin 1,5 % TOC:sta. Aerobisista reaktoreista pääasiassa hiilidioksidina (97 % CO₂) poistuva hiili vastaa yli 70 % laskennallisesta hajoavan orgaanisen hiilen määrästä. Tukiaineen käyttö ilmastuksessa ei vaikuta merkittävässä määrin hiilen poistumaan tai suotonesteen laatuun. Orgaanisen aineksen määrää sekä stabiloitumisastetta kuvaamaan valitun hehkutushäviön pitoisuudessa ei hiilen poistumisesta huolimatta havaittu pienentymistä.

Ilmastus ja huuhtelu vedellä pienentävät suotonesteen kuormittavuutta. Noin 2,5 kk käsittelyllä voidaan vähentää COD:ta ja DOC:ta yli 80 %, sulfaattia yli 85 % ja kloridia yli 90 %. Lisäksi ammoniumtypen (pitoisuus alussa jopa 340 mg/l) vähentäminen alle pitoisuuden 1 mg/ml on mahdollista alle kuukaudessa (syötetyn ilman määrä 1,0–1,5 m³/kg ka, L/S-suhde 0,6 l/kg ka). Ammoniumtypen väheneminen johtuu huuhtoutumisen lisäksi nitrifikaatiosta, mikä aiheuttaa nitriitti- ja nitraattipitoisuuksien hetkellisen kasvun suotonesteessä.

Hienoaineksen hyödyntämistä vaikeuttaisivat sen sisältämät öljyhiilivedyt, kuten tutkitussa hienoaineksessa raskaat öljyjakeet, joiden pitoisuudet ylittivät useissa näytepisteissä 600 mg/kg ka. Aerobinen tai anaerobinen käsittely eivät alentaneet öljyhiilivetyjen pitoisuutta hienoaineksessa. Joissain tapauksissa myös raskasmetallien korkeat pitoisuudet (tutkitussa hienoaineksessa esimerkiksi kuparin korkein pitoisuus 600 mg/kg ka ja lyijyn 700 mg/kg ka) ja suuri liukoisen sulfaatin määrä (korkein mitattu liukoisuus 7900 mg/kg ka) hankaloittaisivat hyödyntämistä. Todennäköisin hyödyntämisreitti hienoainekselle olisi käyttö maanrakennusaineena soraa tai hiekkaa vastaavan raekoon takia. Käyttö vaatisi kuitenkin ympäristöluvan.

Jäteperäisen materiaalin heterogeenisuus vaikeuttaa edustavien näytteiden saamista. Tämä oli havaittavissa esimerkiksi hehkutushäviön ja öljyhiilivetyjen suurempina pitoisuuksina stabiloinnin jälkeen kuin kokeen alussa. Lisäksi orgaanisen aineksen määrää kuvaavan parametrin valinnalla on merkitystä, sillä hienoaineksen hehkutushäviö on tavallisesti 2- tai 3-kertainen DOC:n pitoisuuteen verrattuna. Stabiloitumisasteen määrittämiseen voitaisiin käyttää vaihtoehtoisesti myös kaasuntuottopotentiaalia tai hengitysaktiivisuutta. Tämänkaltaisissa tutkimuksissa myös suurempi rinnakkaisten näytteiden lukumäärä olisi tarpeen pienentämään yksittäisten, mahdollisesti hyvin paikallista pitoisuutta edustavien näytteiden vaikutusta tuloksiin. Samoin täysimittaisissa kaato-

paikkojen kaivuhankkeissa näytteenoton mitoitus on merkittävää, jotta saavutetaan riittävästi informaatiota jätetäytön sisältämistä haitta-aineista ilman, että kustannukset koahoavat liikaa.

Kaatopaikkojen hienoaineksen hyödyntämisen kannalta jatkotutkimusta tarvitaan hienoaineksen sisältämien orgaanisten haitta-aineiden, erityisesti öljyhiilivetyjen, yleisyydestä. Kyseisten haitta-aineiden vähentämistä ilmastamalla tulisi myös vielä selvittää. Hienoaineksen hyödyntämisen kannalta merkittävää on myös viranomaisten tuleva linja siitä, käsitelläänkö kaatopaikkojen hienoainesta pilaantuneena maa-aineksena vai jättemateriaalina.

LÄHTEET

86/278/ETY. 1986. Neuvoston direktiivi 86/278/ETY, annettu 12 päivänä kesäkuuta 1986, ympäristön, erityisesti maaperän, suojelusta käytettäessä puhdistamolietettä maanviljelyssä. Euroopan yhteisöjen neuvosto. Luxemburg, Belgia.

Aalco Metals Ltd. 2014. Introduction to copper and its alloys. [WWW]. [Viitattu 2.12.2014]. Saatavissa: http://www.aalco.co.uk/datasheets/CopperBrassBronze-Introduction-to-Copper-and-its-Alloys_68.ashx

Amjad, Z. 1988. Calcium sulfate dihydrate (gypsum) scale formation on heat exchanger surfaces: The influence of scale inhibitors. *Journal of Colloid and Interface Science*, 123, 2, pp. 523–536.

Bengtsson, M. & Tillman, A.-M. 2004. Actors and interpretations in an environmental controversy: the Swedish debate on sewage sludge use in agriculture. *Resources, Conservation and Recycling*, 42, pp. 65–82.

British Columbia Ministry of Agriculture. 2010. British Columbia environmental farm plan reference guide. BC Agricultural Research & Development Corporation. Saatavissa PDF-muodossa: http://www.agf.gov.bc.ca/resmgmt/EnviroFarmPlanning/EFP_Refguide/2010_Documents/Full_EFP_Reference_Guide.pdf

Bäckman, K. 2009. Metallien terveys- ja ympäristöriskit maaperässä – Riskinarvioinnin lähtökohdat ja merkittävyys. Diplomityö, Oulun yliopisto. 66 s. + 4 liites.

Cerli, C., Celib, L., Kalbitz, K., Guggenberger, G. & Kaiser, K. 2012. Separation of light and heavy organic matter fractions in soil — Testing for proper density cut-off and dispersion level. *Geoderma*, 170, pp. 403–416.

Consonni, S. 2011. Waste gasification and energy efficiency. IWWG workshop on thermal treatment. Sardinia 2011 - 13th International Waste Management and Landfill Symposium. S. Margherita di Pula, Italy, October 3-7, 2011.

Das, K.C., Smith, M.C., Gattie, D.K. & Hale Boothe, D.D. 2002. Stability and quality of municipal solid waste compost from a landfill aerobic bioreduction process. *Advances in Environmental Research*, 6, pp. 401-409.

Deng, X., Chai, L., Yang, Z., Tang, C., Tong, H. & Yuan, P. 2012. Bioleaching of heavy metals from a contaminated soil using indigenous *Penicillium chrysogenum* strain F1. *Journal of Hazardous Materials*, 233–234, pp. 25–32.

Ehrig, H.-J. 1994. Gasprognosemodell bei unterschiedlichen Deponietypen. *Trierer Berichte zur Abfallwirtschaft, Erfassung und Nutzung von Deponiegas*. Hrsg.: Rettenberger/Stegmann, pp. 69–86.

Encyclopædia Britannica. 2014. Silicon (Si). [WWW]. [Päivitetty 6.4.2014]. [Viitattu 26.6.2014]. Saatavissa: <http://global.britannica.com/EBchecked/topic/544301/silicon-Si>

Euroopan komissio. 2014. Report on critical raw materials for the EU. Report of the Ad hoc Working Group on defining critical raw materials. European commission. Saatavissa PDF-muodossa: http://ec.europa.eu/enterprise/policies/raw-materials/files/docs/crm-report-on-critical-raw-materials_en.pdf

Evira. 2012. Perunasyöpä. Eviran ohje 14714, 31.8.2011. Elintarviketurvallisuusvirasto Evira. Saatavissa PDF-muodossa: http://www.evira.fi/files/attachments/fi/kasvit/kasvinterveys/tuhoojaesitteet/14714_fi_perunasyopa.pdf

Grilli, S., Giordano, A. & Spagni, A. 2012. Stabilisation of biodried municipal solid waste fine fraction in landfill bioreactor. *Waste Management*, 32, pp. 1678–1684.

GTK (Geologian tutkimuskeskus). 2014. Eloperäiset maalajit. [WWW]. [Viitattu 24.3.2014]. Saatavissa: <http://weppi.gtk.fi/aineistot/mp-opas/eloperaisetmlajit.htm>

Göös, J. & Tuppurainen, A. 2013. Munkkaan jätekeskus, Lohja - Jätelajittelututkimus. Kaivanto-hanke. Tutkimusraportti, Ramboll Finland Oy.

Hatakka, T., Tarvainen, T., Jarva, J., Backman, B., Eklund, M., Huhta, P., Kärkkäinen, N. & Luoma, S. 2010. Pirkanmaan maaperän geokemialliset taustapitoisuudet. Geologian tutkimuskeskus, tutkimusraportti 182. Espoo. 105 s.

Heberlein, J. & Murphy, A.B. 2008. Topical review: thermal plasma waste treatment. *Journal of Physics D: Applied Physics*, 41, 20 pp.

Helsingin kaupunki. 2012. Pilaantuneen maaperän kunnostaminen Helsingissä vuonna 2005. Helsingin kaupunki, Ympäristökeskus. [WWW]. [Päivitetty 16.7.2012]. [Viitattu 24.3.2014]. Saatavissa: http://www.hel.fi/hki/ymk/fi/Ymp_rist_n+tila/Maaper_/Kunnostukset+Helsingiss_/Kunnostukset+Helsingiss_+2005

Hildebrand, E.E. & Blum, W.E. 1974. Lead fixation by clay minerals. *Naturewissenschaften*, 61, s. 169-170.

Hogland, W., Marques, M. & Nimmermark, S. 2004. Landfill mining and waste characterization: a strategy for remediation of contaminated areas. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 6, pp. 119-124.

Hrad, M., Gamperling, O. & Huber-Humer, M. 2013. Comparison between lab- and full-scale applications of in situ aeration of an old landfill and assessment of long-term emission development after completion. *Waste Management*, 33, pp. 2061–2073.

Hudgins, M. & March, J. 1998. *In-Situ* municipal solid waste composting using an aerobic landfill system. American Technologies, Inc.

Hull, R.M., Krogmann, U. & Strom, P.F. 2005. Composition and characteristics of excavated materials from a New Jersey landfill. *Journal of Environmental Engineering*, 131, pp. 478–490.

Jain, P., Kim, H. & Townsend, T.G. 2005. Heavy metal content in soil reclaimed from a municipal solid waste landfill. *Waste Management*, 25, pp. 25–35.

Jain, P., Townsend, T.G. & Johnson, P. 2013. Case study of landfill reclamation at a Florida landfill site. *Waste Management*, 33, 1, pp. 109–116.

Jean-Soro, L., Bordas, F. & Bollinger, J.-C. 2012. Column leaching of chromium and nickel from a contaminated soil using EDTA and citric acid. *Environmental Pollution*, 164, pp. 175–181.

Johansson, N., Krook, J. & Eklund, M. 2012. Transforming dumps into gold mines. Experiences from Swedish case studies. *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 5, pp. 33–48.

Joona, J. 2013. Maanparannusaineet – Varmempi sato, vähemmän huuhtoumia? [Luentomateriaali]. RaHa-seminaari, Helsinki, 21.1.2013. Saatavissa: <http://goo.gl/7A087L>

Kaartinen, T., Sormunen, K. & Rintala, J. 2013a. Case study on sampling, processing and characterization of landfilled municipal solid waste in the view of landfill mining. *Journal of Cleaner Production*, 55, pp. 56–66.

Kaartinen, T., Sormunen, K. & Rintala, J. 2013b. Studies on material composition of closed Finnish landfills – Potential for landfill mining? 2nd International Academic

Symposium on Enhanced Landfill Mining. Houthalen-Helchteren, Belgia, 14-16/10/2013. Saatavissa PDF-muodossa: http://www.elfm.eu/Uploads/ELFM/FILE_7ED44BA2-47CC-4AFB-B537-11500016C87B.PDF

Kjeldsen, P., Barlaz, M.A., Rooker, A.P, Baun, A., Ledin, A. & Christensen, T.H. 2002. Present and long-term composition of MSW landfill leachate: a review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32, pp. 297–336.

Korhonen, K.-H., Gardemeister, R & Tammirinne, M. 1974. Geotekninen maaluokitus. Geotekniikan laboratorio, tiedonanto 14. Valtion teknillinen tutkimuskeskus, Otaniemi. 20 s. + 12 liites.

Korpijärvi, K., Mroueh, U.-M., Merta, E., Laine-Ylijoki, J., Kivikoski, H., Järvelä, E., Wahlström, M. & Mäkelä, E. 2009. Energiantuotannon tuhkien jalostaminen maarakennuskäyttöön. VTT Tiedotteita 2499. 75 s. + liitt. 19 s.

Krook, J. & Baas, L. 2013. Getting serious about mining the technosphere: a review of recent landfill mining and urban mining research. *Journal of Cleaner Production*, 55 (Special Volume: Urban and Landfill Mining), pp. 1–9.

Krook, J., Svensson, N & Eklund, M. 2012. Landfill mining: A critical review of two decades of research. *Waste Management*, 32, pp. 513–520.

Kurian, J., Esakku, S., Palanivelu, K. & Selvam, A. 2003. Studies on landfill mining at solid waste dumpsites in India. *Proceedings Sardinia 2003, Ninth International Waste Management and Landfill Symposium*. S. Margherita di Pula, Cagliari, Italy, October 6-10, 2003. Italy, CISA, Environmental Sanitary Engineering Centre.

Laner, D., Fellner, J. & Brunner, P.H. 2011. Future landfill emissions and the effect of final cover installation – A case study. *Waste Management*, 31, pp. 1522–1531.

LANL (Los Alamos National Laboratory). 2014a. Chlorine. [WWW]. [Viitattu 2.12.2014]. Saatavissa: <http://periodic.lanl.gov/17.shtml>

LANL (Los Alamos National Laboratory). 2014b. Silicon. [WWW]. [Viitattu 2.12.2014]. Saatavissa: <http://periodic.lanl.gov/14.shtml>

LANL (Los Alamos National Laboratory). 2014c. Zink. [WWW]. [Viitattu 2.12.2014]. Saatavissa: <http://periodic.lanl.gov/30.shtml>

Lannoitevalmistelaki 539/2006.

Liikennevirasto. 2012. Tien geotekninen suunnittelu. Liikenneviraston ohjeita 10/2012. Liikennevirasto, Helsinki.

Liski, U.M., Mela, H. & Ojala, J. 2009. Etelä- ja Länsi-Suomen jätesuunnittelu. Taustaraportti. Pilaantuneet maat. Hämeen ympäristökeskuksen raportteja 11 | 2009. Hämeenlinna, 38 s.

Masi, S., Caniani, D., Grieco, E., Lioi, D.S. & Mancini, I.M. 2014. Assessment of the possible reuse of MSW coming from landfill mining of old open dumpsites. Waste Management 34, pp. 702-710.

Matsufuji, Y. & Tachifuji, A. 2007. The history and status of semi-aerobic landfills in Japan and Malaysia. In: Stegmann, R., Ritzkowski, M. (eds.). Landfill Aeration. IWWG Monograph, CISA.

McKendry, P. 2002. Energy production from biomass (part 2): conversion technologies. Bioresource Technology, 83, pp. 47–54.

MMMa 24/11. 2011. Maa- ja metsätalousministeriön asetus lannoitevalmisteista.

Mor, S., Ravindra, K., De Visscher, A., Dahiya, R.P. & Chandra, A. 2006. Municipal solid waste characterization and its assessment for potential methane generation: A case study. Science of The Total Environment, 371, pp. 1-10.

MTK. 2013. Ravinteet kiertoon vaarantamatta peltojemme puhtautta. Maa- ja metsätaloustuottajain Keskusliitto. [WWW]. [Viitattu 12.9.2014]. Saatavissa: http://www.mtk.fi/ajankohtaista/tiedotteet/tiedotteet_2013/maaliskuu/fi_FI/ravinteet_kiertoon/?textsize=4

Männynsalo, M. 2009. Öljyhiilivedyillä pilaantuneen maa-aineksen kompostoinnin tehostaminen. Pro gradu –tutkielma. Jyväskylän yliopisto, bio- ja ympäristötieteiden laitos, ympäristötiede ja -teknologia.

Pajukallio, A.-M. 2013. Kaivetut maa-ainekset. Uusi jätelaki ja uudistuva YSL. Hyötykäyttö. 14.2.2013. Ympäristöministeriö. [Luentomateriaali]. [Viitattu 13.7.2013]. Saatavissa: https://syke.etapahtuma.fi/eTaika_Tiedostot/2/TapahtumanTiedostot/949/Pajukallio%20Maa-ainekset.pdf PDF-muodossa:

Paudyn, K., Rutter, A., Rowe, R.K. & Poland, J.S. 2008. Remediation of hydrocarbon contaminated soils in the Canadian Arctic by landfarming. *Cold Regions Science and Technology*, 53, pp. 102–114.

Penque, A. 2007. Examination of chlorides in municipal solid waste to energy combustion residue: origins, fate and potential for treatment. Submitted in partial fulfillment of the requirements for the degree of M.S. in Earth Resources Engineering. Department of Earth and Environmental Engineering, Fu Foundation of Engineering and Applied Science, Columbia University.

Prabpai, S., Charerntanyarak, L., Siri, B., Moore, M.R. & Noller, B.N. 2009. Effects of residues from municipal solid waste landfill on corn yield and heavy metal content. *Waste Management*, 29, pp. 2316–2320.

Prantl, R., Tesar, M., Huber-Humer, M. & Lechner, P. 2006. Changes in carbon and nitrogen pool during in-situ aeration of old landfills under varying conditions. *Waste Management*, 26, pp. 373–380.

Prechthai, T., Padmasri, M. & Visvanathan, C. 2008. Quality assessment of mined MSW from an open dumpsite for recycling potential. *Resources, Conservation and Recycling*, 53, pp. 70–78.

Pyy, O., Haavisto, T., Niskala, K. & Silvola, M. Pilaantuneet maa-alueet Suomessa – Katsaus 2013. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 27/2013. Saatavissa PDF-muodossa:

https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/41048/SYKEra_27_2013.pdf?sequence=1

Quaghebeur, M., Laenen, B., Geysen, D., Nielsen, P., Pontikes, Y., Van Gerven, T. & Spooren, J. 2013. Characterization of landfilled materials: screening of the enhanced landfill mining potential. *Journal of Cleaner Production*, 55, pp. 72–83.

Raga, R. & Cossu, R. 2013. Bioreactor tests preliminary to landfill in situ aeration: A case study. *Waste Management*, 33, pp. 871–880.

Raga, R. & Cossu, R. 2014. Landfill aeration in the framework of a reclamation project in Northern Italy. *Waste Management*, 34, pp. 683–691.

Read, A.D., Hudgins, M. & Philips, P. 2001. Perpetual landfilling through aeration of the waste mass; lessons from test cells in Georgia (USA). *Waste Management*, 21, pp. 617–629.

Reinhart, D.R. & Townsend, T.G. 1998. Landfill bioreactor design and operation. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. 189 s.

Ritzkowski, M., Heyer, K.-U. & Stegmann, R. 2006. Fundamental processes and implications during in situ aeration of old landfills. *Waste Management*, 26, pp. 356–372.

Ritzkowski, M. & Stegmann, R. 2012. Landfill aeration worldwide: Concepts, indications and findings. *Waste Management*, 32, pp. 1411–1419.

Rosendal, R.M. 2009. Landfill mining - process, feasibility, economy, benefits and limitations. Renosam. Saatavissa PDF-muodossa: http://www.danskaffaldsforening.dk/documents/21355/45957/2009_deponering_landfill_mining.pdf/e29469b7-4e47-4d25-a654-626d7a5ac728

Salminen, R., Tarvainen, T. & Moisio, T. 2007. Alkuaineiden taustapitoisuudet Suomen harjujen ja reunamuodostumien karkealajitteisissa mineraalimaalajeissa. Tutkimusraportti 167. Espoo, Geologian tutkimuskeskus. 33 s.

Šan, I. & Onay, T.T. 2001. Impact of various leachate recirculation regimes on municipal solid waste degradation. *Journal of Hazardous Materials*, B87, pp. 259–271.

Savage, G.M., Golueke, C.G. & von Stein E.L. 1993. Landfill mining: past and present. *Biocycle*, 34, pp. 58–61.

Sendai-Kankyo-Kaihatu K.K. 2009. Final disposal site. [WWW]. [Viitattu 18.8.2014]. Saatavissa: <http://en.sendaikankyo.co.jp/final/>

SFS 3008. 1990. Veden, lietteen ja sedimentin kuiva-aineen ja hehkutusjäännöksen määrittäminen. Helsinki, Suomen standardoimisliitto. 3 s.

SFS 5504. 1988. Veden kemiallisen hapen kulutuksen (COD_{Cr}) määrittäminen suljetulla putkimenetelmällä. Hapetus dikromaatilla. Helsinki, Suomen standardoimisliitto. 4 s.

SFS EN 12457-4. 2002. Jätteiden karakterisointi. Liukoisuus. Jauhemaisten tai rakeisten jättemateriaalien ja lietteiden liukoisuuden laadunvalvontatesti. Osa 4: Materiaalien yksivaiheinen ravistelutesti uuttoliuoksen ja kiinteän jätteen suhteessa 10 l/kg jätteen raekoon ollessa alle 10 mm (raekoon pienentäminen tarvittaessa). Helsinki, Suomen standardoimisliitto. 28 s.

SFS-EN 1484. 1997. Vesianalyysi. Ohjeita orgaanisen hiilen kokonaismäärän (TOC) ja liuenneen orgaanisen hiilen (DOC) määrittämiseen. Helsinki, Suomen standardoimisliitto. 16 s.

SFS-EN 16086-2. 2012. Maanparannusaineet ja kasvualustat. Kasvivasteen määrittäminen. Osa 2: Krassin idätystesti petrimaljalla. Helsinki, Suomen standardoimisliitto. 29 s.

SFS-EN ISO 10304-1. 2007. Water quality. Determination of dissolved anions by liquid chromatography of ions. Part 1: Determination of bromide, chloride, fluoride, nitrate, nitrite, phosphate and sulfate. Helsinki, Suomen standardoimisliitto. 19 s.

SFS-EN ISO 14688-2. 2005. Geotekninen tutkimus ja koestus. Maan tunnistaminen ja luokitus. Osa 2: luokituksen perusteet. = Geotechnical investigation and testing. Identification and classification of soil. Part 2: Principles for a classification. Helsinki, Suomen standardoimisliitto. 17 s.

SMA Mineral. 2014. Käyttökohteet. [WWW]. [Päivitetty 17.4.2014]. [Viitattu 2.12.2014]. Saatavissa: <http://www.smamineral.fi/K%C3%A4ytt%C3%B6kohteet.aspx>

Sohn, H.Y. 2001. Hydrometallurgical Principles. Teoksessa: Buschow, K.H.J., Cahn, R.W., Flemings, M.C., Ilshner, B., Kramer, E.J., Mahajan, S. & Veyssière, P. Encyclopedia of Materials: Science and Technology. Toinen painos. Elsevier. s. 3976–3981.

Spooren, J., Quaghebeur, M., Nielsen, P., Machiels, L., Blanpain, B. & Pontikes, Y. 2013. Material recovery and upcycling within the ELFM concept of the REMO case. 2nd International Academic Symposium on Enhanced Landfill Mining. Houthalen-Helchteren, Belgia, 14-16/10/2013. Saatavissa PDF-muodossa: <https://lirias.kuleuven.be/bitstream/123456789/426946/1/spooren+et+al.pdf>

SYKE (Suomen ympäristökeskus). 2008. Kaatopaikkojen käytöstä poistaminen ja jälkihoito. Ympäristöhallinnon ohjeita 1 | 2008. Suomen ympäristökeskus, Helsinki. 155 s.

Tarvainen, T. (toim.), Eklund, M., Haavisto-Hyvärinen, M., Hatakka, T., Jarva, J., Karttunen, V., Kuusisto, E., Ojalainen, J. & Teräsvuori, E. 2006. Alkuaineiden taustapitoisuudet pääkaupunkiseudun kehyskuntien maaperässä. Tutkimusraportti 163. Espoo, Geologian tutkimuskeskus. 40 s.

The World Bank. 1999. Municipal solid waste incineration. World Bank technical guidance report. The International Bank for Reconstruction and Development / THE WORLD BANK. 1818 H Street, N.W., Washington, D.C. 20433, U.S.A.

Tiehallinto. 2004. Tierakenteen suunnittelu (TIEH 2100029-04). Helsinki, Tiehallinto. 72 s.

Työterveyslaitos. Lyijy – Perustelumuistio epäorgaanisen lyijyn biologisen altistumisindikaattorin raja-arvon uusimiselle. Työterveyslaitos, Helsinki. 9 s. Saatavissa PDF-muodossa: <http://www.ttl.fi/fi/palvelut/turvallisempi-tyoymparisto/biomonitorointi/Documents/Lyijy.pdf>

USEPA. 1994. land application of sewage sludge. A guide for land appliers on the requirements of the federal standards for the use or disposal of sewage sludge, 40 CFR Part 503. United States Environmental Protection Agency, Office of Enforcement and Compliance Assurance, Washington, DC 20460. 105 s.

USEPA. 1997. Landfill reclamation. United States Environmental Protection Agency, Solid Waste and Emergency Response (5306W). EPA530-F-97-001. Saatavissa PDF-muodossa: <http://www.epa.gov/osw/nonhaz/municipal/landfill/land-rcl.pdf>

U.S. Geological Survey. 2014. Mineral commodity summaries 2014. U.S. Geological Survey, Reston, Virginia. 196 p.

Valencia, R., van der Zon, W., Woelders, H., Lubberding, H.J. & Gijzen, H.J. 2009. Achieving “final storage quality” of municipal solid waste in pilot scale bioreactor landfills. Waste Management, 29, pp. 78–85.

VNa 179/2012. Valtioneuvoston asetus jätteistä.

VNa 214/2007. Valtioneuvoston asetus maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arvioinnista.

VNa 331/2013. Valtioneuvoston asetus kaatopaikoista.

VNa 332/2013. Valtioneuvoston asetus jätteistä annetun valtioneuvoston asetuksen muuttamisesta.

VNa 591/2006. Valtioneuvoston asetus eräiden jätteiden hyödyntämisestä maarakentamisessa.

VNp 861/1997. Valtioneuvoston päätös kaatopaikoista.

Wahlström, M., Laine-Ylijoki, J., Eskola, P., Vahanne, P., Mäkelä, E., Vikman, M., Venelampi, O., Hämäläinen, J. & Frilander, R. 2004. Kaatopaikkojen tiivistysrakennemateriaaleina käytettävien teollisuuden sivutuotteiden ympäristökelpoisuus. Espoo, VTT Tiedotteita 2246. 84 s. + liitt. 38 s.

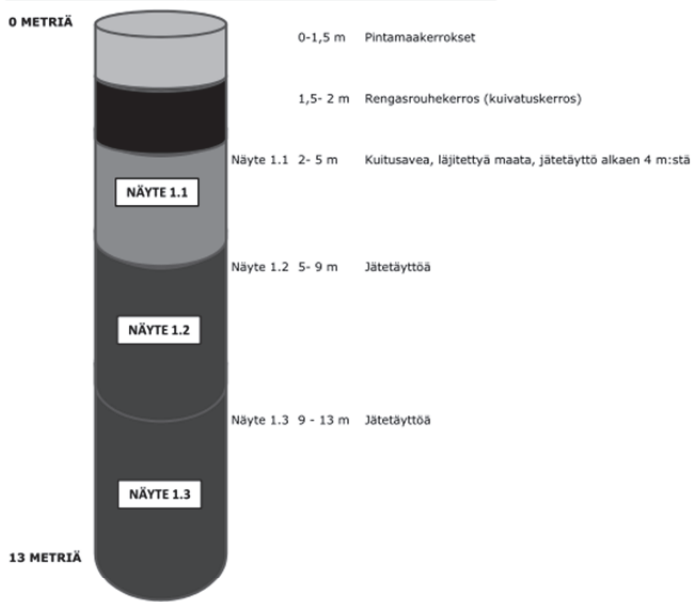
Winqvist, E., Björklöf, K., Schultz, E., Räsänen, M., Salonen, M., Anasonye, F., Cajthaml, T., Steffen, K.T., Jørgensen, K.S. & Tuomela, M. 2014. Bioremediation of PAH-contaminated soil with fungi – From laboratory to field scale. *International Biodeterioration & Biodegradation*, 86, pp. 238–247.

Ympäristöministeriö. 2007. Maaperän pilaantuneisuuden ja puhdistustarpeen arviointi. Ympäristöhallinnon ohjeita 2. Ympäristöministeriö, Helsinki. 118 s.

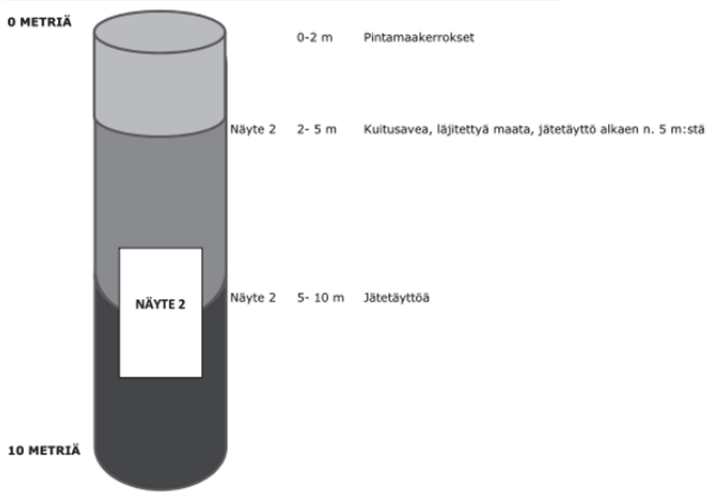
Zhao, Y., Song, L., Huang, R., Song, L. & Li, X. 2007. Recycling of aged refuse from a closed landfill. *Waste Management & Research*, 25, pp. 130–138.

LIITE 1. NÄYTTEENOTTOSYVYYDET (Göös & Tuppurainen 2013)

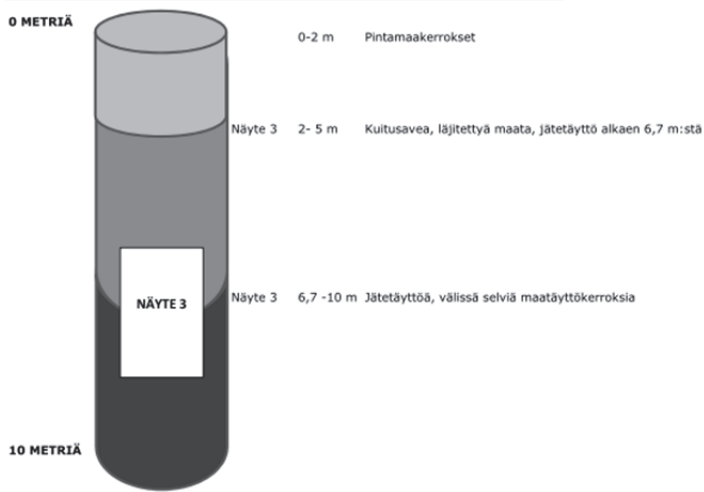
NÄYTEKAIVO 1 Näytelavat 1.1, 1.2, 1.3



NÄYTEKAIVO 2 Näytelava 2.



NÄYTEKAIVO 3 Näytelava 3.



NÄYTEKAIVO 4 Näytelavat 4.1 , 4.2

